



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

Danieli Aimi

Avaliação do potencial de bio sorção da macrófita aquática *Pistia stratiotes* (alface-d'água) para remoção de íons de cádmio (Cd) e cromo (Cr) em meio aquoso.

Erechim
2026

Danieli Aimi

Avaliação do potencial de bioabsorção da macrófita aquática *Pistia stratiotes* (alface-d'água) para remoção de íons de cádmio (Cd) e cromo (Cr) em meio aquoso.

Trabalho de conclusão de curso apresentado ao Curso de Engenharia de Alimentos do CAMPUS ERECHIM do Instituto de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Sul como requisito parcial para a obtenção do título de Bacharel em Engenharia de Alimentos.

Orientador(a): Profa. Dra. Carina Faccio

Erechim

2026

Danieli Aimi

Avaliação do potencial de bio sorção da macrófita aquática *Pistia stratiotes* (alface-d'água) para remoção de íons de cádmio (Cd) e cromo (Cr) em meio aquoso.

Trabalho de conclusão de curso apresentado ao Curso de Engenharia de Alimentos do Campus Erechim do Instituto de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Sul como requisito parcial para a obtenção do título de Bacharel em Engenharia de Alimentos.

Orientadora: Profa. Dra. Carina Faccio

Aprovado em: Erechim, 3 de julho de 2026

BANCA EXAMINADORA

Profa. Dra. Carina Faccio

IFRS – *Campus* Erechim

Profa. Dra. Andressa Sausen de Freitas

IFRS – *Campus* Erechim

Profa. Dra. Cristiane Reinaldo Lisboa

IFRS – *Campus* Erechim

AGRADECIMENTOS

À minha família, pelo apoio e compreensão ao longo de toda a trajetória acadêmica.

À minha orientadora, professora Dra. Carina Faccio, pela orientação acadêmica, paciência, disponibilidade contínua e pelo compromisso em contribuir para o desenvolvimento metodológico e científico deste estudo.

À professora Dra. Priscila P. dos Santos, pela atenção, pelas sugestões e pelas contribuições que enriqueceram este trabalho.

Aos professores, sincera gratidão pelo conhecimento transmitido, pela dedicação ao ensino e, sobretudo, pelo incentivo para que eu persistisse e não desistisse diante das dificuldades. A confiança depositada e o suporte oferecido foram essenciais para a conclusão dessa etapa.

Às professoras, Dra. Marília A. Sfreddo e Dra. Cristiane R. Lisboa, pelo incentivo, acolhimento e apoio ao longo da graduação, que permanecerão registrados com carinho na lembrança desta jornada.

À minha colega Rafaela S. Elias, cuja contribuição foi determinante para a escolha e direcionamento inicial deste trabalho.

Ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Sul - *Campus* Erechim, por ser a instituição que proporcionou minha formação e o ambiente acadêmico necessário para a realização desta pesquisa.

Ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Sul - *Campus* Sertão, pela infraestrutura disponibilizada. À Denise, pela disponibilidade e auxílio prestado.

“O homem não tramou o tecido da vida; ele é simplesmente um de seus fios. Tudo o que fizer ao tecido, fará a si mesmo”.

Chefe Seattle, 1854.

RESUMO

A contaminação de ambientes aquáticos por metais pesados representa um importante problema ambiental e de saúde pública, exigindo o desenvolvimento de tecnologias sustentáveis para o tratamento de efluentes contaminados. Neste contexto, a bioissorção utilizando macrófitas aquáticas têm se destacado como uma alternativa de baixo custo e ambientalmente adequada. O presente estudo teve como objetivo avaliar o potencial da macrófita *Pistia stratiotes* na remoção de íons de cádmio (Cd) e cromo (Cr) em soluções aquosas sintéticas. Os ensaios foram conduzidos em sistema de batelada, utilizando biomassa viva exposta individualmente aos metais durante sete dias. As concentrações dos íons metálicos foram determinadas por espectrofotometria de absorção atômica com atomização em forno de grafite (GF AAS), sendo também realizadas análises macroscópicas das alterações morfológicas da biomassa durante o período experimental. Os resultados evidenciaram comportamento distinto da espécie em relação aos metais avaliados. Para o cádmio, observou-se redução inicial da concentração de 2,2664 mg L⁻¹ para 0,8130 mg L⁻¹, até o segundo dia de exposição, seguida de aumento nos dias subsequentes, atingindo 2,8484 mg L⁻¹ ao final do experimento, concomitante ao desenvolvimento de intensos sintomas de fitotoxicidade, como clorose, necrose e colapso estrutural das plantas, sugerindo comprometimento da capacidade de retenção do metal. Para o cromo, as concentrações permaneceram estatisticamente estáveis ao longo do tempo do experimento ($p > 0,05$), variando entre 1,6637 mg L⁻¹ e 1,8347 mg L⁻¹, sem remoção significativa, enquanto as alterações morfológicas observadas foram discretas. Conclui-se que, nas condições experimentais adotadas, a biomassa viva de *Pistia stratiotes* apresentou desempenho distinto frente ao cádmio e ao cromo, evidenciando que a toxicidade dos metais e a resposta fisiológica da planta influenciaram diretamente a eficiência do processo de bioissorção. Os resultados contribuem para ampliar o conhecimento sobre aplicação de macrófitas aquáticas em processos de bioissorção e remediação ambiental e fornecem subsídios para o desenvolvimento de estudos futuros utilizando biomassa viva.

Palavras-chave: *Pistia stratiotes*; Bioissorção; Cádmio; Cromo; Fitorremediação.

ABSTRACT

Contamination of aquatic environments by heavy metals represents a major environmental and public health concern, requiring the development of sustainable technologies for the treatment of contaminated effluents. In this context, biosorption using aquatic macrophytes has emerged as a low-cost and environmentally friendly alternative. This study aimed to evaluate the potential of living *Pistia stratiotes* biomass for the removal of cadmium (Cd) and chromium (Cr) ions from synthetic aqueous solutions. Batch experiments were conducted by exposing the biomass separately to each metal for seven days. Metal concentrations were determined by graphite furnace atomic absorption spectrometry (GF AAS), and macroscopic analyses were performed to evaluate morphological changes throughout the experimental period. The results showed distinct responses of *Pistia stratiotes* to the evaluated metals. For cadmium, the concentration decreased from 2.2664 to 0.8130 mg L⁻¹ by the second day of exposure, followed by an increase to 2.8485 mg L⁻¹ at the end of the experiment, accompanied by severe phytotoxic symptoms, including chlorosis, necrosis, and structural collapse of the plants. In contrast, chromium concentrations remained statistically stable (1.6637 and 1.8347 mg L⁻¹, $p > 0.05$), with no significant removal, while only minor morphological changes were observed. It was concluded that, under the experimental conditions adopted, living *Pistia stratiotes* biomass exhibited distinct performance toward cadmium and chromium, demonstrating that metal toxicity and the physiological response of the plant directly influenced the efficiency of the biosorption process. These findings contribute to a better understanding of the application of aquatic macrophytes in biosorption and environmental remediation processes and provide support for future studies involving living biomass.

Keywords: *Pistia stratiotes*; biosorption; cadmium; chromium; phytoremediation.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	8
2 OBJETIVOS.....	10
2.1 OBJETIVO GERAL	10
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	10
3 REVISÃO DE LITERATURA	11
3.1 METAIS PESADOS	11
3.1.1 Cádmio (Cd)	13
3.1.2 Cromo (Cr).....	13
3.2 MÉTODOS DE TRATAMENTO ASSOCIADOS A REMOÇÃO DE METAIS PESADOS EM ÁGUAS RESIDUÁRIAS.....	14
3.2.1 Fitorremediação	16
3.2.2 Rizofiltração	16
3.2.3 Bioissorção e bioacumulação	18
3.3 <i>Pistia stratiotes</i>	20
3.4 PRINCÍPIOS DE ADSORÇÃO/DESSORÇÃO	22
4 MATERIAL E MÉTODOS	24
4.1 PREPARO DA BIOMASSA VEGETAL E SOLUÇÕES METÁLICAS	24
4.2 ENSAIOS DE BIOSSORÇÃO EM BATELADA	24
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	26
5.1 ANÁLISE MACROSCÓPICA E ALTERAÇÕES MORFOLÓGICAS OBSERVADAS	26
5.2 REMOÇÃO DE CÁDMIO (CD) POR <i>Pistia stratiotes</i>	29
5.3 REMOÇÃO DE CROMO (CR) POR <i>Pistia stratiotes</i>	33
5.4 COMPARAÇÃO ENTRE OS RESULTADOS OBTIDOS PARA <i>Pistia stratiotes</i> E <i>Azolla pinnata</i> SOB EXPOSIÇÃO A CÁDMIO E CROMO	36
6 CONCLUSÃO	39
ANEXO I.....	41
REFERÊNCIAS.....	43

1 INTRODUÇÃO

A contaminação de ambientes aquáticos por metais pesados constitui um dos problemas ambientais mais relevantes da atualidade, devido a sua toxicidade, persistência no meio ambiente e capacidade de bioacumulação ao longo da cadeia alimentar (Aziz *et al.*, 2023).

Apesar de ocorrerem naturalmente na crosta terrestre, as concentrações desses elementos têm aumentado de forma significativa nas últimas décadas em função de atividades antropogênicas, como mineração, descarte inadequado de efluentes industriais, uso de fertilizantes, descargas domésticas e processos metalúrgicos (Briffa; Sinagra; Blundell, 2020; INCA, 2024; Tchounwou *et al.*, 2012). O acúmulo desses contaminantes em água, sedimentos e organismos representa risco direto à saúde pública e ao equilíbrio dos ecossistemas (Bhat *et al.*, 2022).

Entre os metais prioritários em estudos ambientais, destacam-se o cádmio (Cd) e o cromo (Cr), amplamente utilizados em processos industriais e reconhecidos por seus efeitos tóxicos mesmo em baixas concentrações. A exposição humana a esses contaminantes está associada a efeitos adversos como distúrbios renais, alterações endócrinas, danos neurológicos, carcinogenicidade e interferências metabólicas, o que reforça a necessidade de tecnologias eficazes para sua remoção de ambientes aquáticos (Aziz *et al.*, 2023).

Embora métodos convencionais de tratamento, como precipitação química, coagulação, troca iônica e tecnologias de membranas sejam amplamente utilizados no tratamento de efluentes contendo metais pesados, tais processos apresentam desvantagens significativas, incluindo alto custo operacional, geração de resíduos secundários e baixa eficiência em soluções com baixas concentrações de contaminantes (Corrêa, 2021). A busca por alternativas sustentáveis tem impulsionado o desenvolvimento e estudo de tecnologias ambientalmente adequadas e economicamente viáveis.

A biossorção e técnicas associadas à fitorremediação surgem como alternativas promissoras para o tratamento de soluções contaminadas com metais pesados, devido ao baixo custo, simplicidade operacional, alta eficiência e potencial de regeneração do biossorvente (Dhir; Sharmila; Saradhi, 2009; Kristanti *et al.*, 2021). Dentre os organismos utilizados, macrófitas aquáticas tem recebido destaque,

especialmente espécies capazes de acumular metais tanto por mecanismos metabólicos (bioacumulação) quanto por interações físico-químicas superficiais (biossorção).

Grande parte das pesquisas existentes, no entanto, concentra-se no uso da biomassa inativa, seca ou quimicamente tratada, priorizando sua aplicação como biossorvente sob condições controladas (Abdelfattah *et al.*, 2023; Vijayaghavan; Yun, 2008). Estudos que utilizam a biomassa viva são mais escassos, e não exploram simultaneamente aspectos como a cinética de biossorção, a distinção entre os mecanismos de retenção (adsorção superficial e absorção intracelular) e o comportamento do metal retido ao longo do tempo. Nesse contexto, investigar o desempenho da macrófita *Pistia stratiotes* viva na biossorção de íons metálicos pode contribuir para o avanço científico da área, visto suas características favoráveis à remediação ambiental, como rápido crescimento, elevada produção de biomassa e sistema radicular desenvolvido (Lu *et al.*, 2011).

Assim sendo, o presente estudo propõe avaliar o potencial de biossorção da macrófita aquática *Pistia stratiotes* na remoção de íons de cádmio e cromo em soluções sintéticas, por meio de ensaios em batelada. Foram avaliadas a eficiência de remoção dos metais e a capacidade de biossorção da biomassa vegetal, visando compreender o comportamento da espécie frente à exposição aos contaminantes.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar o potencial da macrófita *Pistia stratiotes* viva como bioissorvente na remoção de metais pesados cádmio e cromo a partir de soluções aquosas contaminadas, considerando sua eficiência de sorção e comportamento ao longo do experimento.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Observar as alterações morfológicas e o perfil de tolerância da macrófita *Pistia stratiotes* ao longo do período de exposição aos contaminantes.
- Determinar a capacidade de remoção de cádmio e cromo por biomassa viva de *Pistia stratiotes* em solução aquosa.
- Avaliar o comportamento temporal das concentrações dos metais, verificando possíveis variações na eficiência de retenção ao longo do experimento.
- Comparar os resultados obtidos com dados disponíveis na literatura, contextualizando o desempenho da biomassa viva frente a sistemas já estudados.

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 METAIS PESADOS

Os metais são encontrados naturalmente no meio ambiente em níveis baixos e alguns são nutrientes essenciais para o ser humano. No entanto, certos tipos de metais e metais em altas concentrações podem ter efeitos prejudiciais à saúde humana e ao meio ambiente (Geiger; Cooper, 2010), é o caso dos metais pesados, grupo de elementos específicos (metais e metaloides) com densidade relativamente alta, maior que 5 g/cm³ (Bhat *et al.*, 2022) e elevada toxicidade, mesmo em pequenas quantidades (Kiazai *et al.*, 2019).

No campo das ciências biológicas e da toxicologia, a designação "metais pesados" abrange um conjunto de elementos definidos primariamente pelo seu potencial tóxico aos organismos vivos. Assim sendo, a classificação não se restringe apenas aos metais de transição cádmio (Cd), chumbo (Pb), mercúrio (Hg), zinco (Zn), cobre (Cu), cobalto (Co), níquel (Ni), alumínio (Al), cromo (Cr) ferro (Fe), vanádio (V), manganês (Mn) e bário (Ba), mas inclui também metaloides de toxicidade relevante, como arsênio (As), selênio (Se) e antimônio (Sb) (Corrêa, 2021; Suman *et al.*, 2018).

Alguns desses elementos, como cobalto, cobre, cromo, ferro, níquel, manganês e zinco são considerados micronutrientes essenciais, desempenhando funções biológicas importantes. Contudo, quando presentes em excesso, podem se tornar tóxicos e provocar sérios danos aos organismos vivos. Já elementos como cádmio, mercúrio e chumbo são não essenciais e reconhecidamente altamente letais, mesmo em concentrações reduzidas (Bhat *et al.*, 2022).

Embora os metais pesados sejam elementos naturais encontrados em toda a crosta terrestre, a maior parte da contaminação ambiental e da exposição humana resulta de atividades antropogênicas (Tchounwou *et al.*, 2012). A crescente industrialização e urbanização têm provocado o aumento significativo da presença de metais pesados no meio ambiente, sobretudo em corpos d'água receptores de efluentes industriais. As atividades humanas que contribuem para a emissão de metais no ambiente são principalmente aquelas relacionadas à mineração, despejo

de rejeitos industriais, esgotos domésticos e aplicação de fertilizantes no manejo agrícola (INCA, 2024).

Ainda que os efluentes da indústria alimentícia sejam caracterizados predominantemente pela elevada carga orgânica, também podem apresentar metais pesados em sua composição. Esses contaminantes podem estar associados às matérias-primas, aos processos e aos equipamentos utilizados, podendo também contribuir para a contaminação do solo e da água (INCA, 2024; Ma *et al.*, 2020).

Por meio da poluição do ar, da água e do solo, a atividade humana afeta a redistribuição geológica e biológica natural dos metais. Como não podem ser degradados ou destruídos, os metais são persistentes em todas as partes do meio ambiente e se bioacumulam em plantas e animais, se bioconcentram na cadeia alimentar ou atacam órgãos específicos do corpo (Geiger; Cooper, 2010). Além disso, afetam a biodegradabilidade de substâncias orgânicas, tornando-as menos degradáveis o que dobra o efeito da poluição do meio ambiente (Briffa; Sinagra; Blundell, 2020).

“A presença de um metal em um corpo d’água pode afetar os seres que ali habitam de duas formas básicas: pode ser tóxico ao organismo ou pode ser bioacumulado, tendo seu efeito potencializado ao longo da cadeia alimentar” (Lima; Merçon, 2011, p. 201). Conforme discutido por Jaishankar *et al.* (2014), nos ambientes aquáticos, incluindo rios, lagos e mares, os metais pesados podem entrar na cadeia alimentar principalmente por meio da vida marinha, especialmente através de peixes. Essa entrada pode afetar predadores de topo, como peixes maiores, aves e mamíferos.

Quando presentes no solo, os metais pesados representam riscos significativos à biosfera, pois podem ser absorvidos pelas plantas e, posteriormente, transferidos ao longo da cadeia alimentar, afetando animais e seres humanos. Além disso, a acumulação de metais pesados provoca alterações nas propriedades físico-químicas do solo, como pH, cor, porosidade e composição mineral, comprometendo sua qualidade e potencial agrícola, favorecendo ainda a contaminação das águas superficiais e subterrâneas (Briffa; Sinagra; Blundell, 2020).

3.1.1 Cádmio (Cd)

O cádmio é um metal pesado com densidade de $8,69 \text{ g/cm}^3$, apresentando aspecto prateado com tonalidade azulada. Embora seja o 64º metal mais abundante na crosta terrestre, não é encontrado em sua forma pura na natureza, estando geralmente associado ao zinco. Seu único mineral reconhecido é a greenockita, um sulfeto composto por cádmio e enxofre (Briffa; Sinagra; Blundell, 2020).

O cádmio é liberado na natureza por processos naturais como intemperismo de rochas, mas, principalmente, por atividades humanas (Briffa; Sinagra; Blundell, 2020). Industrialmente, possui ampla aplicação, sendo utilizado na fabricação de baterias de níquel-cádmio, fertilizantes fosfatados, pesticidas, pigmentos para vidro, estabilizantes em polímeros, revestimentos resistentes à corrosão e em reatores nucleares (Rahman; Singh, 2019).

Devido a sua alta biodisponibilidade e mobilidade, o cádmio é um dos elementos mais tóxicos aos quais os seres humanos podem estar expostos no trabalho ou no ambiente natural. A exposição ao cádmio ocorre principalmente por inalação, alimentação e pela água. As principais fontes alimentares de exposição incluem mariscos, mexilhões, camarões, algas marinhas secas, cogumelos e peixes, sendo que organismos aquáticos tendem a acumular maiores concentrações devido ao processo de bioacumulação (Jaishankar *et al.*, 2014; Shaari *et al.*, 2024).

Após a absorção, o elemento é retido no corpo e se acumula ao longo da vida por até trinta anos (Charkiewicz *et al.*, 2023; Wuana; Okieimen, 2011). Os principais alvos para os quais o cádmio é tóxico são os rins, pulmões e ossos, sendo conhecido como um potente carcinogênico (Jaishankar *et al.*, 2014), causando ainda efeitos teratogênicos, endócrinos e no sistema cardiovascular (Kristanti *et al.*, 2021). Ainda, visto interferir no metabolismo celular do cálcio, magnésio, ferro, zinco e cobre, causa desmineralização óssea, osteomalácia e osteoporose (Charkiewicz *et al.*, 2023).

3.1.2 Cromo (Cr)

Com densidade de $7,15 \text{ g/cm}^3$, o cromo é o 21º elemento mais abundante na crosta terrestre sendo obtido principalmente do minério cromita, historicamente conhecido como “chumbo vermelho da Sibéria”. Trata-se de um metal duro, brilhante,

de coloração cinza-aço, com elevada reatividade frente à maioria dos ácidos (Briffa; Sinagra; Blundell, 2020).

Especialmente na forma de Cr(VI) (cromo hexavalente), o cromo é altamente utilizado na indústria, sendo empregado na fabricação de aços, refratários, tintas, couro e outros produtos. O cromo Cr(VI) é considerado carcinogênico e mais tóxico, enquanto o Cr(III) (trivalente) é relativamente menos nocivo e necessário em pequenas quantidades como micronutriente para os seres vivos. No ambiente, o Cr(VI) é móvel e pode penetrar em fontes de água, contaminando rios e aquíferos (Rahman; Singh, 2019) sendo que o efeito positivo ou negativo à saúde vai depender da dose, do tempo de exposição e do seu estado de oxidação (Saleem *et al.*, 2022).

Em seres humanos, a exposição ao cromo pode resultar em efeitos adversos variados conforme a dose, via e tempo de contato. A ingestão de compostos contendo Cr(VI) pode desencadear irritação do trato gastrointestinal, pneumonia química, lesões hepáticas e renais, podendo evoluir para óbito em casos graves. A exposição ocupacional crônica, por inalação ou contato dérmico, está associada a dermatite alérgica, irritação de mucosas, bronquite, estresse oxidativo, danos ao ácido desoxirribonucleico (DNA) e maior incidência de câncer de pulmão (Kristanti *et al.*, 2021).

3.2 MÉTODOS DE TRATAMENTO ASSOCIADOS A REMOÇÃO DE METAIS PESADOS EM ÁGUAS RESIDUÁRIAS

Devido à toxicidade, estabilidade química e persistência no ambiente, a presença de metais pesados em efluentes domésticos e industriais constitui um dos principais desafios para o tratamento de águas residuárias. Em contraste com os contaminantes orgânicos, os metais pesados são únicos pelo fato de serem altamente resistentes à degradação induzida biológica ou quimicamente (Khalid *et al.*, 2017), fato que exige processos de remoção e/ou estabilização específicos.

Diversas tecnologias têm sido amplamente empregadas para a remoção de metais pesados de ambientes aquosos, cada uma com aplicabilidade, eficiência e limitações próprias. Entre os métodos tradicionalmente utilizados destacam-se a

precipitação química, coagulação e floculação, troca iônica, filtração por membranas, eletrodialise, fotocatalise e adsorção (Corrêa, 2021, Fu; Wang, 2011).

Apesar da ampla aplicação, essas técnicas apresentam restrições importantes, como remoção incompleta dos metais, geração de resíduos secundários potencialmente tóxicos e alto consumo de reagentes e energia, fatores que comprometem sua viabilidade econômica e ambiental (Raji *et al.*, 2023). Tais fatores, aliados à crescente necessidade de práticas sustentáveis e políticas ambientais rigorosas em relação ao descarte de efluentes, têm estimulado pesquisas visando à obtenção de métodos alternativos de baixo custo e mais eficientes no tratamento de águas e despejos (Bhat *et al.*, 2022).

No Brasil, os limites máximos permitidos para lançamento de metais pesados em corpos hídricos são regulamentados por legislações federais e estaduais. Em âmbito nacional, a Resolução CONAMA nº 430/2011, que alterou e complementou a Resolução nº 357/2005, estabelece valores máximos permitidos para descarte de efluentes, incluindo $0,2 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ para cádmio, $0,1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ para cromo hexavalente Cr(VI) e $1,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ para cromo trivalente Cr(III). No contexto estadual, o Conselho Estadual do Meio Ambiente (CONSEMA), por meio da Resolução nº 128/2006, define limites mais restritivos, estabelecendo $0,1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ para cádmio, $0,5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ para cromo total e $0,1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ para cromo hexavalente Cr(VI) (Brasil, 2005); (RS, 2006).

O cumprimento das normas regulatórias reforça a necessidade de tecnologias eficazes para tratamento e monitoramento de efluentes. Entre as inovações desenvolvidas na área, destaca-se o emprego de sistemas biológicos como alternativa promissora para a remoção de metais pesados e outros poluentes. Esses sistemas utilizam organismos vivos ou seus derivados para capturar e imobilizar contaminantes, apresentando-se como métodos sustentáveis, de baixo custo e ambientalmente compatíveis (Mashkani; Ghazvini, 2009).

Nesse contexto, devido à capacidade natural das plantas de acumular, estabilizar ou transformar contaminantes, a fitorremediação tem ganhado destaque como uma tecnologia eficaz e ambientalmente adequada para a remoção de metais pesados e radionuclídeos de soluções aquosas e do solo (Kakkalameli *et al.*, 2021). No caso dos ambientes aquáticos, as macrófitas são especialmente relevantes, visto a facilidade de cultivo e o rápido crescimento, fato que as torna particularmente adequadas para esse tipo de aplicação (Rodrigues *et al.*, 2016).

Além do uso de plantas vivas em sistemas de fitorremediação, estudos recentes têm demonstrado que a biomassa vegetal, mesmo após processos de secagem ou processamento, também apresenta expressiva capacidade de remoção de íons metálicos, podendo ser empregada como alternativa complementar ou substitutiva aos métodos convencionais (Oliveira, 2018). Essa abordagem, denominada bioissorção, tem se destacado por ser econômica, não tóxica, facilmente disponível, apresentar alta taxa de adsorção, gerar mínima produção de resíduos e possibilitar a recuperação dos metais adsorvidos (Kristanti *et al.*, 2021).

3.2.1 Fitorremediação

A fitorremediação compreende o uso de processos biológicos de plantas e microrganismos para remover, transformar ou estabilizar contaminantes presentes na água, nos sedimentos ou no solo (Dhir, Sharmila, Saradhi, 2009). Plantas terrestres ou macrófitas aquáticas e de zonas úmidas, em particular flutuantes, submersas e semiaquáticas, com sistemas radiculares bem desenvolvidos (Dhir, Sharmila, Saradhi, 2009; Pereira, 2022), constitui uma tecnologia emergente para remediação ambiental, sendo ecologicamente sustentável, de baixo custo e com menor demanda energética quando comparado às técnicas químicas e físico-químicas tradicionalmente empregadas (Kristanti *et al.*, 2021).

Nos processos de fitorremediação, a incorporação de contaminantes se dá através do fenômeno de absorção, que ocorre principalmente nas raízes da planta. Por meio de processos como difusão, fluxo de massa e interceptação radicular, as plantas extraem os metais pesados ou outros contaminantes e os acumulam nos tecidos (Rodrigues *et al.*, 2016), reduzindo o risco de entrada desses poluentes na cadeia alimentar. “A fitorremediação pode ser dividida em diferentes técnicas, sendo as mais importantes: fitodegradação, fitoestabilização, fitoextração, rizodegradação, fitovolatilização e rizofiltração” (Dhir, Sharmila, Saradhi, 2009; Mejía, 2014, p. 99).

3.2.2 Rizofiltração

A rizofiltração é um processo que envolve a filtração, precipitação, adsorção ou absorção de contaminantes diretamente pelas raízes, quando estes se encontram em

solução. Essa técnica é particularmente eficaz para a separação de metais em ambientes aquosos, atuando na retenção e imobilização ou no acúmulo desses poluentes nas estruturas radiculares, sendo apropriada para a remoção de metais como o chumbo, cádmio, cobre, níquel, zinco e cromo, alguns radionuclídeos como urânio, cério e estrôncio (Mejía, 2014), e componentes orgânicos (Kristanti *et al.*, 2021).

No processo de rizofiltração, o sistema radicular desempenha papel central na remoção dos contaminantes. Plantas que apresentam raízes densas e fibrosas tendem a ser mais eficientes, pois a maior área superficial disponível favorece a adsorção e o acúmulo de metais e outros poluentes dissolvidos na água (Aziz *et al.*, 2023; Kristanti *et al.*, 2021; Shaari *et al.*, 2024). Para aplicação prática da técnica, as espécies utilizadas devem apresentar alta tolerância ao contaminante, à baixa fertilidade, a pragas e doenças, rápida taxa de crescimento, baixo custo de manejo, facilidade de cultivo e alta capacidade de acumular ou imobilizar os contaminantes (Kristanti *et al.*, 2021; Pereira, 2022). Ademais, a eficiência do método pode variar devido a parâmetros ambientais, como temperatura, pH da água e propriedades químicas dos contaminantes envolvidos.

Na rizofiltração, a remoção de metais pesados envolve dois mecanismos principais, a biossorção, caracterizada por ser um processo inicial, rápido e reversível de ligação de íons extracelular (adsorção), e a bioacumulação, que é a etapa subsequente de sequestro desses íons, mais lenta e irreversível (absorção), onde os compostos tóxicos se ligam de maneira inter e intracelular (Dhir, Sharmila, Saradhi, 2009; Sayanthan *et al.*, 2024).

Nos processos de rizofiltração, após a saturação das raízes, é necessário realizar o descarte seguro da biomassa contaminada, a fim de evitar o reciclo adicional no meio ambiente (Kristanti *et al.*, 2021). Alguns estudos apontam para técnicas que podem ser utilizadas no tratamento e descarte, como incineração de biomassa, lixiviação de metais pesados com diferentes agentes solubilizantes (H_2O , hidróxido de sódio ou ácidos acético, nítrico, sulfúrico ou clorídrico), compostagem (com controle das concentrações de metais tóxicos), combustão, produção de biocombustíveis e pirólise (Bortoloti; Baron, 2022). Em sistemas baseados em biossorção, a dessorção surge como alternativa viável, permitindo a recuperação dos metais adsorvidos e o reaproveitamento da biomassa (Barros, 2012).

3.2.3 Bioissorção e bioacumulação

A bioissorção descreve a transferência e fixação de elementos de uma fase líquida (solvente) para a superfície de uma fase sólida (bioissorvente), permitindo a adsorção desses componentes na sua superfície. Esse mecanismo apresenta elevada eficiência na remoção de diferentes compostos orgânicos e inorgânicos, ocorrendo por meio de interações passivas entre o soluto e o bioissorvente, o qual pode consistir em biomassa viva ou inativa, e cuja eficiência depende da natureza e da polaridade dos grupos funcionais presentes no material (Saha *et al.*, 2019; Ribas; Silva, 2022).

Embora o exato mecanismo da bioissorção ainda seja desconhecido, estudos indicam que diferentes processos podem atuar simultaneamente, incluindo troca iônica, complexação ou precipitação superficial, interações eletrostáticas e adsorção física. Entre eles, a troca iônica é considerada o mecanismo predominante e está diretamente associada aos grupos funcionais presentes na superfície da biomassa e os íons metálicos disponíveis no soluto (Saha *et al.*, 2019).

Grupos funcionais como carboxil, hidroxila, sulfato, amino, entre outros, podem formar ligações químicas ou interações de troca iônica com os íons metálicos. Além disso, a estrutura da parede celular, incluindo sua porosidade e rugosidade, aumenta a área de contato e facilita essas ligações. Os grupos funcionais atuam como sítios de binding ou de troca iônica, contribuindo para a complexação dos íons metálicos com os componentes celulares. A afinidade dos metais pelos bioissorventes está relacionada, portanto, à capacidade desses grupos de formar ligações químicas ou interações físicas com os íons metálicos, processo que é influenciado pelo pH, composição da solução, estrutura da parede celular e outros fatores ambientais (Abdelfattah *et al.*, 2023).

O pH exerce influência decisiva nesse processo, devido à competição entre prótons e cátions metálicos pelos sítios de ligação. Valores moderadamente básicos favorecem a bioissorção de metais, enquanto pH muito elevado pode promover precipitação química. A protonação ou desprotonação desses grupos determina a eficiência da bioissorção. Ajustes de pH podem ser empregados tanto para otimizar a bioissorção quanto para regenerar o bioissorvente e recuperar os íons removidos (Saha *et al.*, 2019).

Outros fatores, como temperatura, tempo de contato, concentração do soluto, dosagem do bioissorvente, tempo de contato, tipo de biomassa e presença de íons competidores também afetam a eficiência do processo. A temperatura interfere na sorção por alterar parâmetros termodinâmicos; processos endotérmicos tendem a apresentar melhor desempenho em temperaturas mais altas (Saha *et al.*, 2019), (Ribas; Silva, 2022). O equilíbrio é alcançado quando todos os sítios ativos estão ocupados, podendo maiores concentrações ou maior quantidade de bioissorvente aumentar a capacidade de remoção (Saha *et al.*, 2019).

Ao contrário da bioissorção, que é um processo passivo, a bioacumulação é um processo ativo e metabólico, que requer energia para transporte do poluente para o interior das células, onde pode ser armazenado, metabolizado ou transformado. Esse processo é mais lento e altamente dependente de atividades metabólicas específicas (Abdelfattah *et al.*, 2023). Na bioacumulação, a absorção é quem controla o processo e a dessorção é apenas parcialmente possível, diferente da bioissorção, que a inclui por ser um processo de adsorção (Sayanthan *et al.*, 2024). O comparativo das principais características em relação aos dois processos pode ser observado no quadro 1.

Quadro 1 - Comparativo das características operacionais e mecanismos entre bioissorção e bioacumulação.

Característica	Bioissorção	Bioacumulação
Biomassa	Morta (principalmente) ou viva	Viva (necessariamente)
Mecanismo	Adsorção na superfície celular (físico-químico)	Absorção e acumulação no interior da célula (metabólico)
Natureza do Processo	Passivo (independe do metabolismo)	Ativo (depende da atividade metabólica)
Estágios	Estágio único (rápido, equilíbrio de superfície)	Dois estágios (rápido superficial + lento intracelular)
Dessorção/Reuso	Totalmente possível (facilita o reuso do bioissorvente)	Parcialmente possível ou difícil
Desempenho de Remoção	Geralmente maior	Geralmente menor

Fonte: Adaptado de (Dhir, Sharmila, Saradhi, 2009; Sayanthan *et al.* 2024).

A bioacumulação é quantificada pelo fator de bioconcentração, que é a razão entre a concentração do contaminante na célula e na solução aquosa. Fatores como pH, temperatura, tempo de contato e concentração de poluentes podem afetar significativamente essa capacidade, visto que influenciam a taxa de entrada dos poluentes na célula e sua toxicidade potencial (Abdelfattah *et al.*, 2023). Outra limitação associada ao emprego de bioabsorventes vivos está relacionada à necessidade de manter condições adequadas para o funcionamento metabólico celular. Esse fator implica atenção quanto à tolerância da biomassa à concentração de metais pesados presente no meio aquoso (Ribas; Silva, 2022).

Por outro lado, o uso de biomassa viva apresenta vantagens, como a possibilidade de bioacumulação intracelular, mecanismo inexistente em biomassa inativa, permitindo aplicação potencial *in situ*, reduzindo o risco de geração de poluentes secundários e oferecendo maior estabilidade da capacidade absorptiva frente a variações de pH (Ribas; Silva, 2022). Em relação à biomassa inativa, a vantagem está na reutilização do bioabsorvente em um novo ciclo após a regeneração, além de ser um processo de baixo custo e rápida operação (Saha *et al.*, 2019).

3.3 *Pistia stratiotes*

Pertencente à família *Araceae*, a macrófita aquática *Pistia stratiotes* L., conhecida popularmente como alface-d'água, constitui uma espécie de gênero monotípico com ampla distribuição em ambientes tropicais e subtropicais (Kakkalameli, 2021; Zahari *et al.* 2021). Essa herbácea perene e flutuante exibe preferência por ecossistemas lênticos ou de dinâmica hidrológica mínima, colonizando com facilidade regiões de clima quente (Kakkalameli, 2021).

Aspectos morfológicos da macrófita (Figura 1) revelam folhas verde-amareladas dispostas em formato de roseta e revestidas por tricomas curtos e adpressos em ambas as faces, cuja propagação da planta se dá predominantemente de forma vegetativa, via brotos laterais, em detrimento da produção limitada de sementes (Kakkalameli, 2021). Destaca-se ainda seu denso sistema radicular fibroso, que se projeta a partir de um rizoma submerso e permanece suspenso na coluna d'água; essa conformação anatômica otimiza a capacidade da espécie em extrair

nutrientes e reter contaminantes do meio aquático (Kakkalameli, 2021; Zahari *et al.* 2021).

Figura 1 - Representação morfológica da macrófita aquática *Pistia stratiotes*, evidenciando a disposição das folhas em roseta, o sistema radicular fasciculado e as principais estruturas reprodutivas.



Fonte: Fitch (1851)

Entre as características que justificam seu emprego em processos de tratamento ambiental destacam-se o rápido crescimento, a elevada produção de biomassa, a facilidade de cultivo e a capacidade de adaptação a diferentes condições ambientais. Além disso, sua reprodução predominantemente vegetativa permite rápida colonização da superfície da água, favorecendo sua utilização em sistemas de fitorremediação e rizofiltração (Pang *et al.*, 2023; Zahari *et al.*, 2021).

Diversos estudos demonstram que *Pistia stratiotes* apresenta capacidade de remover metais pesados, nutrientes e outros poluentes presentes em ambientes

aquáticos. A remoção ocorre por meio da adsorção superficial dos contaminantes nas raízes, denominada bioissorção, bem como pela absorção e acúmulo nos tecidos vegetais. Devido à extensa área superficial proporcionada pelo sistema radicular, a espécie apresenta elevado potencial para aplicações em processos de rizofiltração (Lu *et al.*, 2011; Rezania, Din, Taib, 2016).

A literatura relata a capacidade da espécie em acumular diferentes metais pesados, incluindo cádmio, cromo, chumbo, cobre, níquel e zinco. Em muitos casos, os metais permanecem predominantemente concentrados nas raízes, indicando que a rizofiltração constitui um dos principais mecanismos envolvidos na remoção desses contaminantes. Esse comportamento é considerado vantajoso para processos de remediação ambiental, uma vez que, reduz a translocação dos metais para outras partes aéreas e facilita sua remoção por meio da colheita da biomassa contaminada (Lu *et al.*, 2011; Zahari *et al.*, 2021).

Apesar do elevado potencial de aplicação, a eficiência da espécie depende de fatores como concentração do contaminante, tempo de exposição, temperatura, disponibilidade de nutrientes e tolerância fisiológica da planta. Em concentrações elevadas de metais pesados, podem ocorrer sintomas de fitotoxicidade, como clorose, necrose foliar, redução do crescimento e deterioração do sistema radicular, comprometendo a capacidade de remoção dos contaminantes (Farnese *et al.*, 2014; Zahari *et al.*, 2021).

Dessa forma, devido à sua elevada capacidade de acumulação de contaminantes, rápido crescimento e facilidade de manejo, *Pistia stratiotes* tem sido considerada uma alternativa promissora para o tratamento de águas contaminadas por metais pesados, apresentando potencial para aplicação em sistemas sustentáveis de remediação ambiental (Pang *et al.*, 2023).

3.4 PRINCÍPIOS DE ADSORÇÃO/DESSORÇÃO

Ao fenômeno da aderência e penetração de partículas (íons, átomos, moléculas), dá-se o nome de sorção interface sólido/gás ou sólido/líquido. O efeito inverso, isto é, de liberação das partículas para o fluido, é denominado dessorção. A sorção compreende dois mecanismos distintos: absorção e adsorção. Na absorção, o

soluto atravessa a estrutura do material sólido, difundindo-se e sendo incorporado ao seu interior. Já na adsorção, o processo ocorre apenas na superfície, envolvendo a fixação de moléculas, íons ou partículas (orgânicas ou inorgânicas) nos sítios ativos disponíveis no adsorvente, caracterizando um fenômeno essencialmente superficial (Oliveira, 2018).

No fenômeno de adsorção, levando em conta a natureza da ligação, tem-se adsorção não específica ou física (fisissorção) e específica ou química (quimissorção). Na fisissorção, ocorrem interações físicas entre o adsorvato e o adsorvente, geralmente atribuídas às forças de Van der Waals. A energia envolvida é pequena, há formação de multicamada e a adsorção é não localizada, sendo reversível. Na quimissorção, ocorre ligação química iônica ou covalente entre o adsorvato e o adsorvente, as energias envolvidas são maiores, há formação de monocamada, a adsorção é localizada e irreversível (Corrêa, 2021; Nascimento *et al.*, 2020; Oliveira, 2018).

Quando a adsorção é reversível, os adsorventes podem ser regenerados por meio da dessorção (Fu; Wang, 2011). Assim sendo, a dessorção, processo inverso da adsorção, representa a transferência de íons adsorvato da superfície do adsorvente para a solução. Dependendo da quantidade de adsorvato dessorvida do adsorvente, pode-se avaliar a reversibilidade da adsorção: quanto mais adsorvato é dessorvido, mais reversível é o processo de adsorção (Mishra, 2014 apud Burakov *et al.*, 2018).

A dessorção de metais pesados deve ser realizada por meio de agentes eluentes específicos e mecanismos controlados, que promovem a liberação do metal adsorvido para a solução (Seolatto, 2008). Este processo deve promover a eluição do metal adsorvido e regenerar o bioadsorvente ao estado inicial para reuso, sem diminuir significativamente a sua capacidade de adsorção nem causar mudanças físicas ou danos à estrutura da biomassa (Barros, 2012). Tal processo é fundamental para a regeneração do material adsorvente e para o reaproveitamento em ciclos.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 PREPARO DA BIOMASSA VEGETAL E SOLUÇÕES METÁLICAS

Exemplares de biomassa fresca de *Pistia stratiotes*, previamente selecionados, foram coletados em um lago ornamental localizado no município de Jacutinga/RS e encaminhados ao Laboratório de Tratamento de Resíduos do IFRS *campus* Erechim. As plantas foram inicialmente lavadas com água corrente para remoção de impurezas e material particulado aderido, sendo posteriormente enxaguadas com água destilada. Em seguida, foram secas com papel absorvente para remoção do excesso de umidade superficial e pesadas em balança analítica (precisão 0,0001 g).

As soluções sintéticas individuais foram preparadas com água destilada utilizando sais de referência, acetato de cádmio $\text{Cd}(\text{CH}_3\text{COO})_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$ e sulfato duplo de cromo e potássio $\text{KCr}(\text{SO}_4)_2 \cdot 12\text{H}_2\text{O}$. As concentrações iniciais ($t=0$) foram determinadas por espectrofotometria de absorção atômica com atomização em forno de grafite (GF AAS).

4.2 ENSAIOS DE BIODSORÇÃO EM BATELADA

Os ensaios experimentais foram conduzidos em béqueres contendo 2000 ml de solução sintética preparada com concentração nominal de 2 mg L^{-1} dos íons metálicos avaliados (cádmio e cromo). A concentração adotada foi definida com base na metodologia empregada por Elias (2025), permitindo posterior comparação entre os resultados obtidos para *Pistia stratiotes* e *Azolla pinnata* sob condições experimentais semelhantes. Em cada unidade experimental foram adicionados 10 g de biomassa viva de *Pistia stratiotes*, correspondendo a aproximadamente duas plantas por unidade experimental.

Foram montados quatro sistemas experimentais, sendo dois tratamentos contendo soluções metálicas (cádmio e cromo) e dois tratamentos controle contendo apenas água destilada e biomassa vegetal, com o objetivo de acompanhar possíveis alterações morfológicas não associadas à presença dos metais. Os sistemas foram

mantidos sob condições ambientais, com temperatura média de 22 °C e pH aproximado de 5,5, durante sete dias de exposição.

Ao longo do período experimental foram realizadas coletas de alíquotas de 5 ml da solução em intervalos de tempo previamente definidos, totalizando sete amostragens, além da amostra inicial (Tempo 0). As amostras foram acondicionadas em tubos Falcon e encaminhadas para determinação da concentração dos metais por espectrofotometria de absorção atômica com atomização em forno de grafite (GF AAS), sem reposição do volume retirado. Cada amostra foi analisada em triplicata analítica, sendo considerados nos cálculos os valores médios fornecidos pelo equipamento.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 ANÁLISE MACROSCÓPICA E ALTERAÇÕES MORFOLÓGICAS OBSERVADAS

A avaliação visual das plantas de *Pistia stratiotes* ao longo do período de exposição aos metais, permitiu uma compreensão qualitativa da resposta fisiológica da espécie frente à toxicidade dos contaminantes. As plantas foram expostas, por sete dias, a uma concentração inicial de 2,26 mg L⁻¹ de cádmio e 1,66 mg L⁻¹ de cromo com monitoramento diário das alterações visuais e análises químicas subsequentes.

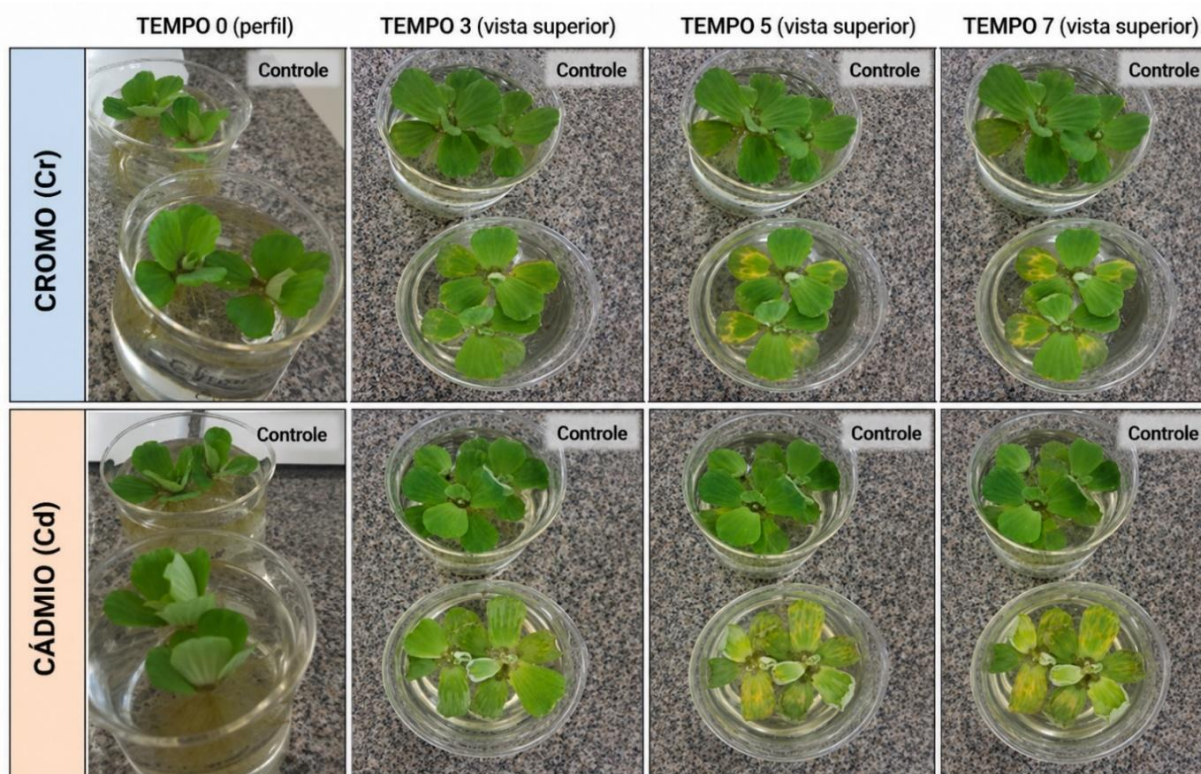
No início do experimento (Tempo 0), como pode ser observado na Figura 2, todas as plantas apresentavam-se com coloração verde intensa, aspecto saudável e integridade estrutural, tanto nos tratamentos com cádmio quanto com cromo, bem como nos controles, confirmando a estabilidade e padronização dos exemplares utilizados.

A partir da condição inicial, o monitoramento durante os sete dias de ensaio revelou respostas fisiológicas distintas para cada metal. No tratamento contendo cromo, observa-se que a espécie apresentou poucas alterações morfológicas no decorrer do tempo. Conforme ilustrado na Figura 2 (painel superior), os sintomas de toxicidade manifestaram-se de forma tardia e localizada, caracterizados por pequenas manchas amarelas (clorose) restritas às bordas das folhas mais externas, visíveis principalmente a partir do quinto dia de exposição. Apesar dessas injúrias foliares periféricas, o centro das rosetas manteve-se verde e a planta preservou sua sustentação e integridade estrutural original até o final do período experimental (Tempo 7), assemelhando-se visualmente ao seu respectivo grupo controle.

Embora as plantas expostas ao cromo tenham apresentado apenas alterações discretas durante os sete dias de monitoramento, estudos anteriores demonstram que concentrações mais elevadas do metal podem provocar efeitos fitotóxicos significativos em *Pistia stratiotes*. Kakkalameli *et al.* (2021) observaram sintomas como clorose, necrose, degradação das raízes, escurecimento radicular e redução do crescimento em plantas submetidas à exposição prolongada ao cromo. De maneira complementar, Purnamawati *et al.* (2020) relatam que a toxicidade do metal pode manifestar-se por meio de amarelecimento foliar, queda de folhas e deterioração do

sistema radicular, embora a espécie apresente capacidade de acumular cromo principalmente nas raízes.

Figura 2 - Evolução cronológica e comparativa dos sintomas de fitotoxicidade em *Pistia stratiotes* exposta ao cromo (Cr) e cádmio (Cd) ao longo de sete dias.



Nota: O painel superior exibe o tratamento com cromo e o painel inferior apresenta o tratamento com cádmio. Da esquerda para a direita, a primeira coluna destaca o aspecto inicial em perfil (Tempo 0). As colunas seguintes exibem a vista superior detalhada dos exemplares ao longo do monitoramento, nos Tempos 3, 5 e 7, permitindo o contraste direto com o respectivo grupo controle localizado ao fundo de cada sistema.

Fonte: Autora (2026).

Os sintomas observados no presente estudo foram substancialmente menos intensos do que aqueles relatados na literatura. Considerando que não foi observada remoção significativa do contaminante ao longo do experimento, a menor manifestação de efeitos fitotóxicos pode estar relacionada à reduzida interação entre o metal e a biomassa vegetal. Assim, embora pequenas áreas de clorose tenham sido observadas ao final do monitoramento, a manutenção da integridade estrutural das

plantas indica que a exposição ao cromo exerceu impacto limitado sobre a morfologia de *Pistia stratiotes* nas condições avaliadas.

Em contrapartida, o cenário observado para o cádmio revelou um efeito fitotóxico severo e generalizado na biomassa. Como evidenciado no painel inferior da Figura 2, as alterações morfológicas iniciaram-se precocemente. Já no terceiro dia (Tempo 3), nota-se um amarelecimento acentuado de toda a extensão foliar e uma perda visível de vigor. Nos dias subsequentes (Tempos 5 e 7), o estresse evoluiu para a necrose dos tecidos, culminando no murchamento total e no colapso estrutural da planta. Esse comportamento contrasta drasticamente com a integridade observada nas macrófitas do grupo controle ao fundo, evidenciando o elevado impacto deletério do cádmio sobre a viabilidade da biomassa de *Pistia stratiotes* nas condições avaliadas.

As alterações observadas nas plantas expostas ao cádmio corroboram os efeitos fitotóxicos descritos na literatura para *Pistia stratiotes*. Li *et al.* (2015) verificaram o desenvolvimento de clorose foliar, murchamento e deterioração das raízes em plantas submetidas à exposição ao metal, associando esses efeitos à redução da atividade fotossintética e ao aumento do estresse oxidativo. De forma semelhante, Channabasava *et al.* (2025) observaram redução do crescimento e alterações morfológicas progressivas em plantas expostas a concentrações elevadas de cádmio, evidenciando a elevada sensibilidade da espécie ao contaminante.

Os mecanismos responsáveis por esses efeitos estão relacionados aos danos fisiológicos provocados pelos metais pesados no metabolismo vegetal. Segundo Rodrigues *et al.* (2016), a exposição a esses contaminantes pode causar danos à membrana plasmática, induzir estresse oxidativo e comprometer a síntese de pigmentos fotossintéticos, favorecendo o desenvolvimento de sintomas como clorose, redução do crescimento e degradação dos tecidos vegetais. Dessa forma, o amarelecimento generalizado das folhas, perda do vigor e o colapso estrutural observados neste estudo sugerem que o cádmio comprometeu significativamente a integridade fisiológica da biomassa ao longo do período experimental.

5.2 REMOÇÃO DE CÁDMIO (Cd) POR *Pistia stratiotes*

A Tabela 1 apresenta a variação da concentração residual de cádmio na solução e a respectiva taxa de remoção ao longo dos sete dias de exposição da biomassa de *Pistia stratiotes*. Quantificada por espectrofotometria de absorção atômica, a concentração inicial do metal, utilizada como referência para o cálculo analítico de retenção foi de 2,2664 mg L⁻¹, valor ligeiramente superior à concentração nominal planejada para o ensaio (2 mg L⁻¹).

Tabela 1 - Concentração residual de Cd em solução e taxa de remoção por biomassa de *Pistia stratiotes* ao longo do período experimental.

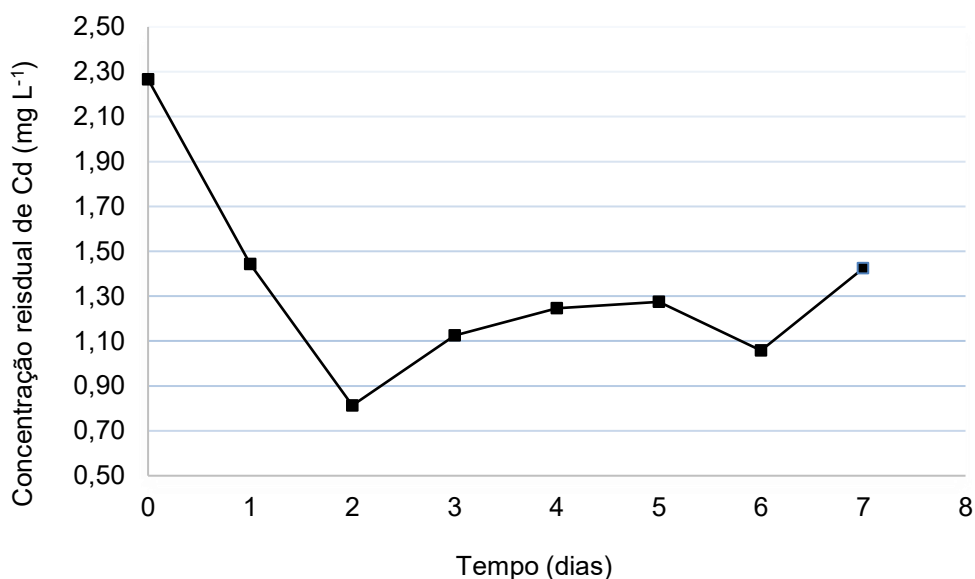
Tempo de Coleta (dias)	Concentração de Cd (mg L ⁻¹)	DP (mg L ⁻¹)	Taxa de Remoção (%)
Tempo 0	2,2664	0,0054	0,00
Tempo 1	1,4432	0,0062	36,32
Tempo 2	0,8130	0,0057	64,13
Tempo 3	1,1254	0,0149	50,34
Tempo 4	1,2467	0,0015	44,99
Tempo 5	1,2747	0,0099	43,76
Tempo 6	1,0575	0,0190	53,34
Tempo 7	1,4243	0,0538	37,16

Nota: o desvio-padrão (DP) refere-se às três determinações analíticas obtidas por espectrofotometria de absorção atômica em forno de grafite (GF AAS), conforme relatório fornecido pelo laboratório. Os baixos valores de DP evidenciam boa repetibilidade analítica das determinações realizadas pelo laboratório, conferindo confiabilidade às concentrações utilizadas nas análises subsequentes.

Fonte: Autora (2026)

Os resultados indicam que a biomassa de *Pistia stratiotes* apresentou elevada capacidade de remoção de cádmio nos primeiros dias de contato. A concentração do metal na solução diminuiu de 2,2664 mg L⁻¹ no início do experimento (Tempo 0) para 1,4432 mg L⁻¹ após um dia de exposição, correspondendo a uma remoção de 36,32%. A maior eficiência foi observada no Tempo 2, quando a concentração residual atingiu 0,8130 mg L⁻¹, resultando em uma taxa de remoção de 64,13%. A tendência temporal desses resultados pode ser visualizada de forma mais clara na Figura 3, que ilustra o comportamento da concentração residual de cádmio ao longo do período de estudo.

Figura 3 - Variação da concentração residual de Cádmio (Cd) em solução ao longo de sete dias de exposição à biomassa de *Pistia stratiotes*.



Fonte: Autora (2026).

A tendência observada na Figura 3 evidencia uma rápida redução da concentração de cádmio na solução durante os primeiros dias de exposição, seguida por uma estabilização ou aumento residual nos dias subsequentes, possivelmente devido a processos de liberação ou alterações na dinâmica de sorção. Apesar dessa redução na eficiência de remoção ao longo do tempo, os valores permaneceram inferiores à concentração inicial durante todo o período, indicando que a biomassa manteve capacidade de retenção do contaminante até o final do experimento.

A análise de variação (ANOVA) não indicou diferença estatística significativa entre as concentrações de cádmio ao longo do período experimental ($F = 1,00$; $p = 0,50$), indicando que as variações observadas entre os tempos de monitoramento não foram estatisticamente significativas nas condições deste estudo.

Tabela 2 - Resultados da análise de variância (ANOVA) aplicada às concentrações de Cádmio (Cd) ao longo do período experimental.

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Linhas	0,1464	6	0,0244	1	0,5	4,2839
Erro	0,1464	6	0,0244			
Total	0,2893	13				

Nota: A ausência de diferença significativa entre os tempos experimentais indica que as variações observadas na concentração de cádmio ao longo do período não foram estatisticamente significativas nas condições deste estudo.

Fonte: Autora (2026).

Resultados semelhantes foram observados por Rolli *et al.* (2013), que avaliaram os efeitos da exposição de *Pistia stratiotes* a concentrações de até 2 mg L⁻¹ de cádmio durante 12 dias. Os autores verificaram elevada capacidade inicial de acumulação do metal, acompanhada por sintomas progressivos de toxicidade. Na concentração de 2 mg L⁻¹, o acúmulo de cádmio atingiu 1270,0 µg g⁻¹ após quatro dias de exposição, aumentando para 1375,25 µg g⁻¹ e 1381,00 µg g⁻¹ após oito e doze dias, respectivamente. Esses resultados indicam que a maior parte da absorção ocorreu nos primeiros dias de contato com o metal, seguida por uma tendência de estabilização ao longo do tempo.

Além da acumulação do metal, Rolli *et al.* (2013) observaram sintomas de toxicidade caracterizados por clorose, necrose foliar e comprometimento do crescimento das plantas. Essas observações são compatíveis com as alterações verificadas durante o presente experimento, uma vez que, as plantas expostas ao cádmio apresentaram sinais visíveis de deterioração ao longo dos dias de monitoramento. A degradação do sistema radicular e o amarelecimento progressivo das folhas sugerem que a exposição contínua ao metal provocou efeitos tóxicos capazes de reduzir a eficiência dos mecanismos responsáveis pela retenção e acumulação do contaminante.

Resultados obtidos por Lu *et al.*, (2011) corroboram a elevada capacidade de acumulação de cádmio por *Pistia stratiotes*. Os autores observaram maior acúmulo do metal nas raízes em comparação às partes aéreas, evidenciando que o sistema radicular constitui o principal sítio de retenção dos íons metálicos. Esse

comportamento está relacionado ao contato direto das raízes com a solução contaminada e à elevada disponibilidade de grupos funcionais capazes de promover a adsorção e posterior absorção dos metais, reforçando o potencial da espécie para aplicações em processo de fitorremediação.

Embora não tenha sido possível confirmar experimentalmente a ocorrência de processos de dessorção, o aumento da concentração de cádmio observado após o Tempo 2 indica que parte do metal previamente retido pela biomassa pode ter retornado à solução ao longo do período experimental. Como não foram realizadas análises dos tecidos vegetais ou ensaios específicos de dessorção, não é possível confirmar os mecanismos responsáveis por esse comportamento. Entretanto, Romero-Hernández *et al.* (2017) observaram redução da eficiência de remoção de metais por macrófitas aquáticas ao longo do tempo, sugerindo que a saturação dos sítios de remoção radicular pode favorecer o processo de dessorção e reduzir a capacidade de remoção dos contaminantes. Embora tais mecanismos não tenham sido avaliados diretamente neste estudo, eles oferecem uma explicação plausível para a perda gradual de eficiência observada após o período de máxima redução.

De maneira geral, os resultados demonstram que *Pistia stratiotes* apresentou elevada eficiência na remoção de cádmio durante os primeiros dias de exposição, alcançando remoção máxima de 64,13% no tempo 2. A rápida redução da concentração observada nos primeiros dias sugere importante participação de processos de bioadsorção, especialmente por mecanismos de adsorção superficial, comportamento frequentemente descrito para macrófitas aquáticas utilizadas em processos de fitorremediação (Dhir; Sharmila; Saradhi, 2009; Lu *et al.*, 2011).

Entretanto, como não foram realizadas análises dos tecidos vegetais, não foi possível diferenciar a contribuição relativa entre adsorção e bioacumulação, nem confirmar os mecanismos predominantes envolvidos na retenção do contaminante. A redução gradual da eficiência observada nos dias subsequentes indica que a permanência prolongada da biomassa em contato com o metal pode comprometer sua capacidade de retenção, possivelmente em decorrência dos efeitos tóxicos exercidos pelo cádmio sobre a estrutura e o metabolismo vegetal, conforme descrito por Rolli *et al.* (2013).

5.3 REMOÇÃO DE CROMO (Cr) POR *Pistia stratiotes*

Os resultados referentes ao monitoramento da concentração de cromo ao longo do período experimental são apresentados na Tabela 3. A concentração inicial determinada por espectrofotometria de absorção atômica foi de 1,6637 mg L⁻¹ e serviu como parâmetro de comparação para a avaliação do comportamento do metal na presença de *Pistia stratiotes* durante os sete dias de exposição.

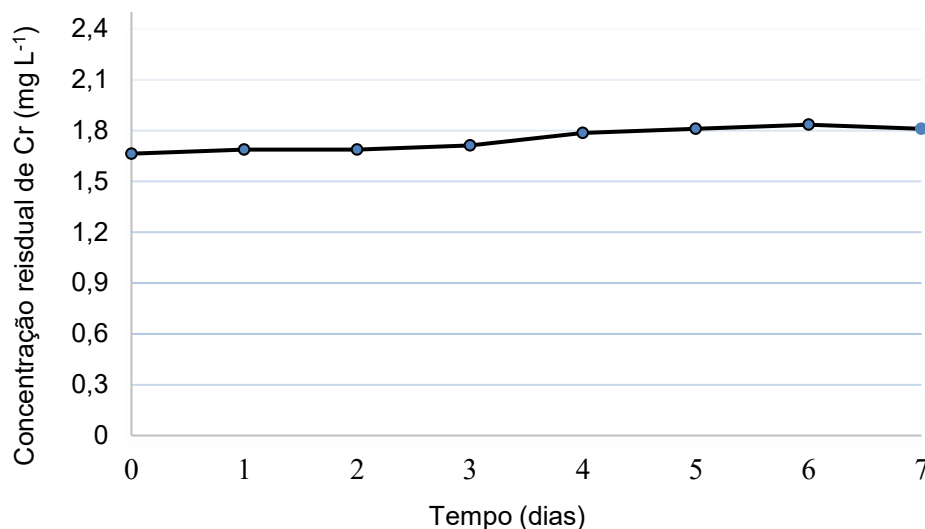
Tabela 3 - Variação da concentração residual de Cromo (Cr) em solução durante os sete dias de exposição a biomassa de *Pistia stratiotes*.

Tempo de Coleta (Dias)	Concentração de Cr na Solução (mg L ⁻¹)	DP (mg L ⁻¹)
Tempo 0	1,6637	0,0005
Tempo 1	1,6882	0,0003
Tempo 2	1,6882	0,0005
Tempo 3	1,7126	0,0005
Tempo 4	1,7859	0,0001
Tempo 5	1,8103	0,0002
Tempo 6	1,8347	0,0000
Tempo 7	1,8103	0,0003

Fonte: Autora (2026).

A análise de variância (ANOVA) não indicou diferença estatisticamente significativa entre as concentrações de cromo ao longo do período experimental ($p = 0,50$). Embora tenham sido observadas pequenas variações numéricas entre os tempos de coleta, essas diferenças não foram estatisticamente significativas. A concentração inicial de 1,6637 mg L⁻¹ aumentou gradativamente até atingir 1,8347 mg L⁻¹ no Tempo 6, encerrando o experimento com concentração de 1,8103 mg L⁻¹ no Tempo 7. Diferentemente do comportamento observado para o cádmio, não foi verificada uma redução expressiva da concentração de cromo nos primeiros dias de exposição. Esses resultados indicam que, nas condições experimentais avaliadas, a biomassa de *Pistia stratiotes* não promoveu remoção significativa de cromo.

Figura 4. Evolução temporal da concentração residual de Cromo (Cr) em solução durante os sete dias de monitoramento na presença de *Pistia stratiotes*.



Fonte: Autora (2026).

A Figura 4 ilustra o comportamento temporal das concentrações de cromo ao longo do período experimental. Em concordância com os resultados da ANOVA, observa-se que as pequenas oscilações registradas não representam diferenças estatisticamente significativas, indicando estabilidade da concentração do metal durante os sete dias de monitoramento.

Tabela 4 – Resultados da análise de variância (ANOVA) aplicada às concentrações de cromo (Cr) ao longo do período experimental.

Fonte da variação	SQ	gl	MQ	F	valor-P	F crítico
Linhas	0,0119	6	0,0019	1	0,5	4,2839
Erro	0,0119	6	0,0019			
Total	0,0573	13				

Nota: A ANOVA indicou ausência de diferença significativa entre as concentrações de Cr observadas nos diferentes tempos experimentais.

Fonte: Autora (2026).

Resultados distintos foram relatados por Medina *et al.* (2024), que avaliaram a remoção de Cr(III) por *Pistia stratiotes* e observaram eficiências entre 64,6% e 91,4% após 48 horas de exposição. Os autores verificaram que a maior parte da remoção

ocorreu nas primeiras seis horas de contato entre a biomassa e a solução contaminada, sendo esse processo inicialmente associado à adsorção do metal nos sítios disponíveis na superfície radicular, seguida por mecanismos mais lentos de absorção e retenção interna. Além disso, foi constatado que a maior parte do cromo acumulado permaneceu concentrada nas raízes, com baixa translocação para as partes aéreas da planta. Essas observações demonstraram que *Pistia stratiotes* possui potencial para remoção de Cr(III), embora a eficiência do processo possa variar significativamente em função das condições experimentais empregadas.

De forma semelhante, Şentürk; Divarci; Öztürk (2022) observaram remoção de até 77,5% de Cr(III) utilizando *Pistia stratiotes* cultivada em solução nutritiva durante 28 dias de monitoramento. Os autores relataram alterações fisiológicas e redução do crescimento das plantas expostas ao metal, indicando que a interação entre o cromo e a biomassa pode ser influenciada tanto pelo tempo de exposição quanto pelas condições de cultivo adotadas.

Resultados ainda mais elevados foram reportados por Moresco (2016), que obteve remoção superior a 98% de Cr(VI) utilizando *Pistia stratiotes*. Entretanto, os autores trabalharam com uma forma química distinta do metal, além de condições experimentais diferentes das empregadas neste estudo. Da mesma forma, Chaves *et al.* (2013), utilizando biomassa seca de *Pistia stratiotes* como biossorvente, obtiveram eficiências superiores a 96% na remoção de Cr(VI). Esses resultados evidenciam que a capacidade de retenção do cromo pode variar de acordo com fatores como a espécie química do metal, o tempo de contato, o uso de biomassa viva ou processada e as condições do sistema experimental. Esses aspectos dificultam comparações diretas entre os estudos, mas evidenciam a influencia das condições experimentais sobre o desempenho da biomassa na remoção de cromo.

Outro aspecto relevante refere-se à forma de absorção do cromo pelas macrófitas aquáticas. Nawrot *et al.* (2023) destacam que o Cr(III) não desempenha função metabólica essencial para as plantas e sua absorção ocorre predominantemente por mecanismos passivos. Os autores também observaram que o metal tende a permanecer concentrado nas raízes, apresentando mobilidade limitada para as partes aéreas. Essa característica pode contribuir para diferenças na eficiência de remoção observada entre estudos, especialmente quando variam as condições de exposição e o tempo de contato entre a biomassa e o contaminante.

Sallem *et al.* (2022) destacam que a exposição ao cromo pode comprometer diversos processos fisiológicos vegetais, incluindo a absorção e o transporte de nutrientes, a atividade fotossintética e o equilíbrio antioxidante celular. Segundo os autores, a toxicidade do metal está associada à redução do crescimento radicular e da biomassa, diminuição da produção de clorofila, danos às estruturas celulares e aumento da geração de Espécies Reativas de Oxigênio (EROs), resultando em estresse oxidativo. Como consequência, podem ser observados sintomas como clorose, necrose, redução do crescimento e, em situações de contaminação severa e prolongada, a morte da planta.

No presente estudo, entretanto, tais efeitos foram observados de forma discreta, uma vez que apenas pequenas áreas de clorose foram identificadas ao final do período experimental. Esse comportamento é compatível com os resultados obtidos neste estudo, nos quais não foi observada remoção significativa de Cromo pela biomassa de *Pistia stratiotes* durante os sete dias de monitoramento.

5.4 COMPARAÇÃO ENTRE OS RESULTADOS OBTIDOS PARA *Pistia stratiotes* E *Azolla pinnata* SOB EXPOSIÇÃO A CÁDMIO E CROMO

A Tabela 5 apresenta uma comparação entre os resultados obtidos neste estudo utilizando *Pistia stratiotes* e aqueles reportados por Elias (2025) para *Azolla pinnata*, sob condições experimentais semelhantes, com concentração nominal de 2 mg L⁻¹ e período de exposição de sete dias.

Tabela 5 - Comparação entre o desempenho de *Pistia stratiotes* e *Azolla pinnata* na remoção de Cádmio (Cd) e Cromo (Cr) em soluções com concentração nominal de 2 mg L⁻¹.

Espécie	Metal	Concentração inicial (mg L ⁻¹)	Concentração final (mg L ⁻¹)	Remoção máxima (%)
<i>Azolla pinnata</i>	Cd	1,77	0,464	73,79
<i>Pistia stratiotes</i>	Cd	2,2664	0,8130*	64,13
<i>Azolla pinnata</i>	Cr	2,16	0,6530	69,77
<i>Pistia stratiotes</i>	Cr	1,6637	1,8103	Não observada

* Menor concentração registrada durante o experimento (Tempo 2).

Fonte: (Autora, 2026; Elias, 2025).

Para o cádmio, ambas as espécies apresentaram interação inicial com o contaminante, promovendo redução da concentração do metal na solução. *Azolla pinnata* apresentou remoção máxima de 73,79%, reduzindo a concentração de 1,77 mg L⁻¹ para 0,464 mg L⁻¹ ao final do período experimental. Em contrapartida, *Pistia stratiotes* atingiu redução máxima de 64,13% no segundo dia de exposição, quando a concentração residual foi reduzida para 0,8130 mg L⁻¹. Embora nos dias seguintes tenha ocorrido aumento parcial da concentração do metal na solução, a concentração final permaneceu inferior a inicial, resultando em remoção de 37,16% ao término do monitoramento.

Em relação ao cromo, as diferenças entre as espécies foram ainda mais pronunciadas. Enquanto *Azolla pinnata* promoveu remoção de 69,77% do metal, reduzindo sua concentração de 2,16 mg L⁻¹ para 0,653 mg L⁻¹, *Pistia stratiotes* não apresentou redução significativa da concentração ao longo do período experimental. Esse resultado corrobora os resultados experimentais obtidos nesse estudo, indicando que a interação entre a biomassa de *Pistia stratiotes* e o contaminante foi limitada nas condições avaliadas, diferentemente do comportamento observado para *Azolla pinnata*.

As diferenças observadas entre as espécies provavelmente estão relacionadas as características morfológicas e fisiológicas de cada macrófita, bem como à interação específica entre biomassa vegetal e o metal avaliado. Estudos de revisão destacam que fatores como arquitetura do sistema radicular, metabolismo vegetal, tolerância ao

contaminante e mecanismos de adsorção e absorção influenciam diretamente o desempenho de macrófitas em processos de fitorremediação e rizofiltração. Nas condições experimentais avaliadas, *Azolla pinnata* apresentou maior eficiência na remoção dos metais estudados, especialmente para o cromo. Por outro lado, *Pistia stratiotes* demonstrou melhor desempenho frente ao cádmio, sobretudo nos primeiros dias de exposição, período em que foram registradas as maiores reduções na concentração do contaminante. Esses resultados sugerem que a resposta das macrófitas varia conforme a espécie vegetal e o metal presente na solução, reforçando a importância da seleção adequada da biomassa para aplicações em processos de remediação ambiental (Dhir; Sharmila; Saradhi, 2009; Kristanti *et al.*, 2021).

Além da eficiência da remoção, outro aspecto relevante refere-se ao destino final da biomassa contaminada após o processo de remediação. Sood *et al.* (2012) destacam que espécies do gênero *Azolla* apresentam elevada capacidade de retenção de metais pesados nos tecidos vegetais, característica que favorece sua aplicação em processos de fitorremediação, mas que exige manejo adequado da biomassa após sua utilização.

Esse aspecto torna-se particularmente relevante considerando que *Azolla pinnata* é amplamente empregada como adubo verde e suplemento alimentar em sistemas agropecuários. Nesses casos, a utilização da biomassa contendo metais pesados pode favorecer a transferência desses contaminantes para organismos consumidores, contribuindo para processos de bioacumulação ao longo da cadeia alimentar. Dessa forma, embora a elevada capacidade de remoção observada para *Azolla pinnata* represente uma característica desejável sob a perspectiva da remediação ambiental, sua aplicação prática deve ser acompanhada de técnicas adequadas de tratamento e disposição final da biomassa contaminada, a fim de minimizar riscos ambientais.

6 CONCLUSÃO

O presente estudo teve como objetivo avaliar o potencial da macrófita aquática *Pistia stratiotes* viva na remoção de íons de cádmio e cromo em soluções aquosas sintéticas, por meio de ensaios de bioissorção em batelada. De modo geral, os resultados demonstraram que a resposta da espécie variou conforme o metal avaliado, evidenciando comportamentos distintos quanto à remoção dos contaminantes e à tolerância fisiológica da biomassa.

Para o cádmio, observou-se uma redução inicial da concentração do metal na solução, sugerindo interação entre os íons metálicos e a biomassa vegetal. Entretanto, nos dias subsequentes ocorreu aumento da concentração de cádmio no meio, acompanhado por intensa degradação morfológica das plantas, caracterizada por clorose, necrose, perda de vigor e colapso estrutural. Esses resultados sugerem que a elevada toxicidade do metal comprometeu a integridade fisiológica da *Pistia stratiotes*, favorecendo a liberação do metal previamente retido, limitando sua eficiência como bioissorvente nas condições experimentais adotadas.

Em relação ao cromo, as concentrações permaneceram estatisticamente estáveis ao longo do período experimental, indicando ausência de remoção significativa do metal pela biomassa de *Pistia stratiotes*, nas condições avaliadas. Embora tenham sido observadas discretas alterações morfológicas, estas foram menos intensas que aquelas verificadas no tratamento com cádmio, evidenciando menor impacto fisiológico sobre a espécie durante o período de exposição.

Os resultados obtidos evidenciam que o emprego de biomassa viva de *Pistia stratiotes* apresenta limitações para a remoção de cádmio e cromo nas condições desse estudo, uma vez que os fatores relacionados à toxicidade dos metais e à resposta fisiológica da planta influenciaram diretamente a eficiência do processo. Ainda assim, o trabalho contribuiu para ampliar o conhecimento sobre o comportamento da espécie frente à exposição a metais pesados, especialmente ao associar alterações morfológicas às variações observadas nas concentrações dos contaminantes.

Por fim, recomenda-se que estudos futuros investiguem diferentes concentrações dos metais, períodos de exposição, número de repetições e estratégias que permitam distinguir de forma mais precisa os processos de bioissorção e

bioacumulação, contribuindo para o aprimoramento da aplicação de *Pistia stratiotes* em processo de remediação ambiental.

ANEXO I

INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA DO RIO GRANDE DO SUL - IFRS

Instrução Normativa nº 16/2026 · Art. 5º

DECLARAÇÃO DE USO DE INTELIGÊNCIA ARTIFICIAL GENERATIVA

1. IDENTIFICAÇÃO DO AUTOR	
Nome completo	Danieli Aimi
Matrícula	2015001231
Unidade	IFRS – Campus Erechim
Curso / Programa	Engenharia de Alimentos - Graduação
Servidor responsável	Carina Faccio

2. IDENTIFICAÇÃO DO TRABALHO ACADÊMICO	
Título do trabalho acadêmico	Avaliação do potencial de bio sorção da macrófita aquática <i>Pistia stratiotes</i> (alface-d'água) para remoção de íons de cádmio (Cd) e cromo (Cr) em meio aquoso.
Natureza do trabalho acadêmico	Trabalho de Conclusão de Curso (TCC)
Data da declaração	09/07/2026

3. REGISTRO DO USO DE IAGen — Art. 6º			
Ferramenta / Modelo	Finalidade do uso (Art. 6º, inciso)	Etapa do trabalho acadêmico	Conteúdo produzido ou modificado pela IAG
ChatGPT 5.5 (GPT-5.5)	Busca e organização de materiais bibliográficos (inc. II)	Revisão bibliográfica	Auxílio na localização de referências científicas e conferência de referências utilizadas.
ChatGPT 5.5 (GPT-5.5)	Tradução de textos acadêmicos (inc. V)	Revisão bibliográfica	Tradução de trechos de artigos científicos para compreensão, com revisão crítica da autora.
Google tradutor	Tradução de textos acadêmicos (inc. V)	Revisão bibliográfica	Tradução inicial de trechos de artigos científicos em língua estrangeira, posteriormente revisados pela autora.

4. AUTORIZAÇÃO DO(A) SERVIDOR(A) - Art. 8º	
A servidora declara ter:	- ciência do uso de IAGen registrado na Seção 3; - autorizado formalmente o uso, conforme o Art. 8º da IN nº 16/2026.
Assinatura	
Data	09/07/2026

5. COMPROMISSO DA AUTORA

Declaro que as informações prestadas são verídicas. Afirmo que revisei criticamente todo o conteúdo produzido com auxílio de IAGen e assumo **responsabilidade intelectual, ética e legal integral** pelo produto acadêmico resultante, em conformidade com os Arts. 3º, 4º e 5º da Instrução Normativa nº 16/2026 e com as normas de integridade acadêmica do IFRS.

Nota: Esta declaração deve ser inserida como Anexo I no trabalho acadêmico, preferencialmente antes das referências bibliográficas. O simples uso de corretores gramaticais ou verificadores ortográficos nativos de processadores de texto não requer declaração (Art. 5º, parágrafo único). A omissão intencional das informações ou a prestação de dados falsos configura violação à integridade acadêmica do IFRS.

Erechim, 09 de julho de 2026.

Assinatura da autora

Local e data

REFERÊNCIAS

- ABDELFATTAH, A.; ALI, S. S.; RAMADAN, H.; EL-ASWAR, E. I.; ELTAWAB, R.; HO, S.-H.; ELSAMAHY, T.; LI, S.; EL-SHEEKH, M. M.; SCHAGERL, M.; KORNAROS, M.; SUN, J. Microalgae-based wastewater treatment: mechanisms, challenges, recent advances, and future prospects. **Environmental Science and Ecotechnology**, v. 13, p. 100205, 2023. DOI: 10.1016/j.esec.2022.100205. Acesso em: 11 nov. 2025.
- AZIZ, K. H. H.; MUSTAFA, F. S.; OMER, K. M.; HAMA, S.; HAMARAWF, R. F.; RAHMAN, K. O. Heavy Metal Pollution in the Aquatic Environment: efficient and low-cost removal approaches to eliminate their toxicity: a review. **RSC Advances**, v. 13, n. 26, p. 17595-17610, 2023. DOI: 10.1039/d3ra00723e. Acesso em: 21 nov. 2025.
- BHAT, S. A.; BASHIR, O.; HAQ, S. A. U.; AMIN, T.; RAFIQ, A.; ALI, M.; SHER, F. Phytoremediation of heavy metals in soil and water: An eco-friendly, sustainable and multidisciplinary approach. **Chemosphere**, v. 303, p. 134788, 2022. DOI: 10.1016/S0045-6535(22)01281-4. Acesso em: 17 nov. 2025.
- BARROS, A. M. **Bioadsorção e dessorção dos íons Cd^{2+} , Cu^{2+} , Ni^{2+} , Pb^{2+} e Zn^{2+} pela macrófita aquática *Azolla pinnata***. Orientador: Meuris Gurgel Carlos da Silva. 99 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Química, Campinas, 2012. Disponível em: https://www.oasisbr.ibict.br/vufind/Record/UNICAMP-30_d08b93e5bdad846f9f7349ff2b613da2. Acesso em: 29 set. 2025.
- BORTOLOTTI, G. A.; BARON, V. Phytoremediation of toxic heavy metals by Brassica plants: A biochemical and physiological approach. **Journal of Environmental Advances**, v. 7, p. 100204, 2022. DOI: 10.1016/j.envadv.2022.100204. Acesso em: 18 nov. 2025.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, DF, 2005. Disponível em: https://conama.mma.gov.br/?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=450. Acesso em: 3 out. 2025.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Brasília, DF, 2011. Disponível em: <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=114770>. Acesso em: 3 out. 2025.
- BRIFFA, J.; SINAGRA, E.; BLUNDELL, R. Heavy metal pollution in the environment and their toxicological effects on humans. **Heliyon**, v. 6, n. 9, p. e04691 (1–26), 2020. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2405844020315346>. Acesso em: 19 out. 2025.

BURAKOV, A. E.; GALUNIN, E.V.; BURAKOVA, I.; KUCHEROVA, A.E.; AGARWAL, S.; TKACHEV, A. G.; GUPTA, V. K. Adsorption of heavy metals on conventional and nanostructured materials for wastewater treatment purposes: A review.

Ecotoxicology and Environmental Safety, v. 148, p. 702–712, 2018. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2017.11.034. Acesso em: 12 set. 2025.

CHANNABASAVA, A.; SURESH, H. R.; BHEEMALINGAYYA, H.; SANTOSH, T.; VASANTHKUMAR; YAMANOORAPPPA, C. Effect of cadmium toxicity on morphological parameters of *Pistia stratiotes*. **International Journal of Current Research in Biosciences and Plant Biology**, v. 12, n. 2, p. 1-4, 2025. DOI: <https://doi.org/10.20546/ijcrbp.2025.1202.001>. Acesso em: 20 jun. 2026.

CHARKIEWICZ, A. E.; OMELIANUIK, W. J.; NOWAK, K.; GARLEY, M.; NIKLINSKI, J. Cadmium toxicity and health effects - a brief summary. **Molecules**, v. 28, p. 6620, 2023. DOI: 10.3390/molecules28186620. Acesso em: 29 out. 2025.

CHAVES, M. D.; NASCIMENTO, J. M.; LEONEL, G. P. S.; OLIVEIRA, J. D. Utilização da biomassa de macrófitas aquáticas na bio sorção dos íons Cd (II) e Cr (VI) em solução aquosa sintética. In: **CONGRESSO BRASILEIRO DE QUÍMICA**, 53., 2013, Rio de Janeiro. Anais. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Química, 2013. Disponível em: <https://www.abq.org.br/cbq/2013/trabalhos/5/3556-17315.html>. Acesso em: 21 jun. 2026.

CORREIA, N. S. **Avaliação dos métodos de remoção de metais pesados (Pb, Cd e Ni) por bioadsorção em efluentes contaminados**. Orientadora: Luciane Pimentel Costa Monteiro. 2021. 83 f. TCC (Bacharelado em Engenharia Química) – Universidade Federal Fluminense, Escola de Engenharia, Niterói, 2021. Disponível em: <https://app.uff.br/riuff/bitstream/handle/1/23418/TCC%20-%20Nicole%20Soares%20Corr%c3%aaa.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 05 out. 2025.

DHIR, B.; SHARMILA, P.; SARADHI, P. P. Potential of aquatic macrophytes for removing contaminants from the environment. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 39, n. 9, p. 754-781, 2009. DOI: 10.1080/10643380801977776. Acesso em: 16 nov. 2025.

ELIAS, R. S. **Potencial da macrófita *Azolla pinnata* na fitorremediação de águas contaminadas por cádmio (Cd) e cromo (Cr)**. Orientadora: Profa. Dra. Carina Faccio. 2025. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia de Alimentos) - Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Sul, Campus Erechim, Erechim, 2025.

FARNESE, F. S.; OLIVEIRA, J. A.; LIMA, F. S.; LEÃO, G. A.; GUSMAN, G. S.; SILVA, E. B. Evaluation of the potential of *Pistia stratiotes* L. for phytoremediation of arsenic-contaminated aquatic environments. **Brazilian Journal of Biology**, v. 74, n. 3, p. 108-112, 2014. DOI: 10.1590/1519-6984.18012. Acesso em: 11 jun. 2026.

FITCH, Walter Hood. *Pistia stratiotes* [Ilustração botânica]. **Curtis's Botanical Magazine**, v. 77, t. 4564, 1851. 1 imagem, color. Disponível em: Wikimedia Commons. https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Pistia_stratiotes_CBM.png. Acesso em: 23 jun. 2026.

FU, F.; WANG, Q. Removal of heavy metal ions from wastewaters: A review. **Journal of Hazardous Materials**, v. 187, p. 272-281, 2011. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0301479710004147>. Acesso em: 22 out. 2025.

GEIGER, A.; COOPER, J. **Overview of airborne metals regulations, exposure limits, health effects, and contemporary research** [Internet]. Cooper Environmental Services LLC; 2010. Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/default/files/2020-08/documents/otm31appc.pdf>. Acesso em: 25 set. 2025.

INCA. **Metais pesados, câncer e os riscos ambientais**. Rio de Janeiro: INCA, 2024. 22 p. Disponível em: <https://ninho.inca.gov.br/jspui/bitstream/123456789/15363/1/Metais%20e%20Cancer.pdf>. Acesso em: 01 out. 2025.

JAISHANKAR, M.; TSETEN, T.; ANBALAGAN, N.; MATHEW, B. B.; BEEREGOWDA, K. N. Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals. **Interdisciplinary Toxicology**, v. 7, n. 2, p. 60-72, 2014. Acesso em: 20 jun. 2026.

KAKKALAMELI, S. B.; DAPHEDAR, A.; GOVINDAPPA, M.; TARANATH, T. C. Effect of chromium on morphological and biochemical responses on aquatic macrophyte *Pistia stratiotes* L. (water lettuce). **International Journal of Pharmaceutical Sciences and Research**, v. 12, n. 1, p. 633-639, 2021. DOI: [https://doi.org/10.13040/IJPSR.0975-8232.12\(1\).633-39](https://doi.org/10.13040/IJPSR.0975-8232.12(1).633-39). Acesso em: 5 jun. 2026.

KHALID, S.; SHAHID, M.; NIAZI, N. K.; MURTAZA, B.; BIBI, I.; DUMAT, C. A comparison of technologies for remediation of heavy metal contaminated soils. **Journal of Geochemical Exploration**, Amsterdam, v. 182, p. 247-268, 2017. DOI: 10.1016/j.gexplo.2016.11.021. Disponível em: https://research.amanote.com/publication/P6pmAnQBKQvf0BhiZUH7/a-comparison-of-technologies-for-remediation-of-heavy-metal-contaminated-soils?utm_source=chatgpt.com. Acesso em: 20 out. 2025.

KIAZAI, I.; SAMIULLAH; NAQEEBULLAH, K.; KAKAR, A. R.; GHAFAR, A.; BAQI, ABDUL. Determination of heavy metals concentration in *Astragalus anisacanthus* and *Ebenus stellata* of Balochistan, Pakistan. **Pure and Applied Biology**, v. 8, n. 3, p. 2028-2035, 2019. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/336133407_Determination_of_heavy_metals_concentration_in_Astragalus_anisacanthus_and_Ebenus_stellata_of_Balochistan_Pakistan. Acesso em: 10 out. 2025.

KRISTANTI, R. A. K.; CAHYADI, H.; DEWI, S. R.; HADIBARATA, T. Rhizofiltration for Removal of Inorganic and Organic Pollutants: A Review. **Biointerface Research in Applied Chemistry**, v. 10, n. 1, 2020. DOI: 10.33263/BRIAC114.1232612347. Acesso em: 16 nov. 2025.

LI, X.; ZHOU, Y.; YANG, Y.; YANG, S.; SUN, X.; YANG, Y. Physiological and proteomics analyses reveal the mechanism of *Eichhornia crassipes* tolerance to high-concentration cadmium stress compared with *Pistia stratiotes*. **PLoS ONE**, v. 10, n. 4, e0124304, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0124304>. Acesso em: 5 jun. 2026.

LIMA, V. F.; MERÇON, F. Conceitos científicos em destaque. Metais pesados no ensino de química. **Revista Química Nova**. Vol. 33, N° 4, nov. 2011, p. 199-205. Disponível em: https://qnesc.sbq.org.br/online/qnesc33_4/199-CCD-7510.pdf. Acesso em: 10 out. 2025.

LU, Q.; HE, Z. L.; GRAETZ, D. A.; STOFFELLA, P. J.; YANG, X. Uptake and distribution of metals by water lettuce (*Pistia stratiotes* L.). **Environmental Science and Pollution Research**, v. 18, n. 6, p. 978–986, 2011. DOI: 10.1007/s11356-011-0444-1. Acesso em: 12 jun. 2026.

MA, J.; WU, S.; SHEKHAR, N. V. R.; BISWAS, S.; SAHU, A. K. Determination of physicochemical parameters and levels of heavy metals in food waste water with environmental effects. **Bioinorganic Chemistry and Applications**, v. 2020, Article ID 8886093, p. 1-9, 2020. DOI: 10.1155/2020/8886093. Acesso em: 20 jun. 2026.

MASHKANI, S. G.; GHAZVINI, P. T. M. Biotechnological potential of *Azolla filiculoides* for biosorption of Cs and Sr: application of micro-PIXE for measurement of biosorption. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 5, p. 1915–1921, 2009. DOI: 10.1016/j.biortech.2008.10.019. Acesso em: 23 jun. 2026.

MEDINA, L.; DURÉ, G.; MCGAHAN, S.; KURITA-OYAMADA, H. G.; CARRÓN, V. V.; BLANCO, C.; LÓPEZ ARIAS, T. Bioabsorption and translocation of trivalent chromium in the floating macrophyte *Pistia stratiotes*. **Reportes Científicos de la FACEN**, v. 15, n. 2, p. 67-75, 2024. DOI: 10.18004/rcfacen.2024.15.2.067. Acesso em: 22 mai. 2026.

MEJÍA, P. V. L. Metodologia para seleção de técnica de fitorremediação em áreas contaminadas. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, v. 8, n. 2, p. 207-223, 2014. Disponível em: https://www.rbciamb.com.br/Publicacoes_RBciAMB/article/download/263/218. Acesso em: 16 nov. 2025.

MORESCO, C. **Avaliação do potencial da macrófita *Pistia stratiotes* na exposição de íon cromo (VI): bioissorção e tolerância**. 2016. 102 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Pato Branco, 2016. Disponível em: <https://repositorio.utfpr.edu.br/>. Acesso em: 14 jun. 2026.

NASCIMENTO, R. F.; LIMA, A.C.A; VIDAL, C. B.; MELO, D. Q.; RAULINO, G. S. C. **Adsorção: aspectos teóricos e aplicações ambientais**. 2. ed. Fortaleza: Imprensa Universitária, 2020. 297 p. Disponível em:

https://repositorio.ufc.br/bitstream/riufc/53271/1/2020_liv_rfnascimento.pdf. Acesso em: 05 out. 2025.

NAWROT, N.; WOJCIECHOWSKA, E.; MOHSIN, M.; KUITTINEN, S.; PAPPINEN, A.; MATEJ-ŁUKOWICZ, K.; SZCZEPAŃSKA, K.; CICHOWSKA, A.; IRSHAD, M. A.; TACK, F. M. G. Chromium (III) removal by perennial emerging macrophytes in floating treatment wetlands. **Scientific Reports**, v. 13, art. 22417, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-023-49952-y>. Acesso em: 9 jun. 2026.

OLIVEIRA, J. A.S. **Uso de macrófitas para remoção de metais em efluentes líquidos**. Orientador: Paulo Sergio Cardoso da Silva. 2018. 76 f. Dissertação (Mestrado em Ciências – Área Tecnologia Nuclear: Aplicações) – Universidade de São Paulo. Autarquia Associada à Universidade de São Paulo. Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, São Paulo, 2018. Disponível em: <https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/85/85131/tde-22102018-113828/publico/2018OliveiraUso.pdf>. Acesso em: 13 nov. 2025.

PANG, Y. L.; WUEK, Y. Y.; LIM, S.; SHUIT, S. H. Review on Phytoremediation Potential of Floating Aquatic Macrophytes for Heavy Metal Removal. **Sustainability**, v. 15, n. 2, 2023. DOI: 10.3390/su15021290. Acesso em: 01 jun. 2026.

PEREIRA, A. R. **Espécies de plantas nativas brasileiras com potencial de fitorremediação de metais: uma revisão de literatura**. Orientador: Lucas Carvalho Basílio de Azevedo. 2022. 37 f. TCC (Graduação em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2022. Disponível em: <https://repositorio.ufu.br/bitstream/123456789/36078/1/Esp%c3%a9ciePlantasNativas.pdf>. Acesso em: 12 out. 2025.

PURNAMAWATI, R.; TAUFIKURAHMAN; RAHMAWATI, A.; PUTRA, C. R.; RAHMATILAH, D. D. F.; ASHGI, F. The physiological responses of water hyacinth (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms) and water lettuce (*Pistia stratiotes* L.) as trivalent chromium bioaccumulator. **3BIO: Journal of Biological Science, Technology and Management**, v. 2, n. 1, p. 7-14, 2020. DOI: 10.5614/3bio.2020.2.1.2. Acesso em: 11 jun. 2026.

RAHMAN, Z.; SINGH, V. P. The relative impact of toxic heavy metals (THMs) (arsenic (As), cadmium (Cd), chromium (Cr)(VI), mercury (Hg), and lead (Pb)) on the total environment: an overview. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 191, art. 419, 2019. DOI: 10.1007/s10661-019-7528-7. Acesso em: 11 nov. 2025.

RAJI, Z.; KARIM A.; KARAM, A.; KHALLOUFI, S. Adsorption of Heavy Metals: Mechanisms, Kinetics, and Applications of Various Adsorbents in Wastewater Remediation: A Review. **Waste**, v. 1, n. 3, p. 775-805, 2023. DOI: 10.3390/waste1030046. Acesso em: 22 out. 2025.

REZANIA, S.; DIN, M. F. M.; TAIB, S. M. Comprehensive review on phytotechnology: Heavy metals removal by diverse aquatic plants species from wastewater. **Journal of Hazardous Materials**, v. 318, p. 587–599, 2016. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2016.07.053. Acesso em: 20 jun. 2026.

RIBAS, F. B. T.; SILVA, W. L. Biossorção: uma revisão sobre métodos alternativos promissores no tratamento de águas residuais. **Matéria** (Rio de Janeiro), v. 27, n. 2, 2022. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/rmat/a/JpjN3hnjFDNgJKkrWdpL8fH/>. Acesso em: 22 nov. 2025.

RIO GRANDE DO SUL (Estado). Conselho Estadual do Meio Ambiente (CONSEMA). **Resolução CONSEMA n° 128, de 24 de novembro de 2006**. Dispõe sobre a fixação de Padrões de Emissão de Efluentes Líquidos para fontes de emissão que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2006. Disponível em: <https://www.sema.rs.gov.br/upload/arquivos/201611/30155644-resolucao-128-06-efluentes.pdf>. Acesso em: 4 out. 2025.

RODRIGUES, A. C. D.; SANTOS, A. M.; SANTOS, F. S.; PEREIRA, A. C. C.; SOBRINHO, N. M. B. A. Mecanismos de respostas das plantas à poluição por metais pesados: possibilidade de uso de macrófitas para remediação de ambientes aquáticos contaminados. **Revista Virtual de Química**, v. 8, n. 1, p. 262-276, 2016. DOI: 10.5935/1984-6835.20160017. Acesso em: 06 nov. 2025.

ROMERO-HERNÁNDEZ, J. A.; AMAYA-CHÁVEZ, A.; BALDERAS-HERNÁNDEZ, P.; ROA-MORALES, G.; GONZÁLEZ-RIVAS, N.; BALDERAS-PLATA, M. A. Tolerance and hyperaccumulation of a mixture of heavy metals (Cu, Pb, Hg, and Zn) by four aquatic macrophytes. **International Journal of Phytoremediation**, v. 19, n. 3, p. 239–245, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1080/15226514.2016.1207610>. Acesso em: 20 jun. 2026.

ROLLI, N. M.; SUVARNAKHANDI, S. S.; GADI, S. B.; MULAGUND, G. S.; TARANATH, T. C. Effect of cadmium toxicity on aquatic macrophyte *Pistia stratiotes* (L.). **Journal of Environmental & Analytical Toxicology**, v. 4, n. 1, art. 201, 2013. DOI: <https://doi.org/10.4172/2161-0525.1000201>. Acesso em: 21 mai. 2026.

SAHA, S.; ZUBAIR, M.; KHOSA, M. A.; SONG, S.; ULLAH, A. Keratin and Chitosan Biosorbents for Wastewater Treatment: A Review. **Journal of Polymers and the Environment**, v. 27, p. 1389-1403, 2019. DOI: 10.1007/s10924-019-01439-6. Acesso em: 10 nov. 2025.

SALEEM, M. H.; AFZAL, J.; RIZWAN, M.; SHAH, Z. U. H.; DEPAR, N.; USMAN, K. Chromium toxicity in plants: consequences on growth, chromosomal behavior and mineral nutrient status. **Turkish Journal of Agriculture and Forestry**, v. 46, n. 3, p. 371-389, 2022. DOI: <https://doi.org/10.55730/1300-011X.3010>. Acesso em: 23 jun. 2026.

SAYANTHAN, S.; HASAN, H.A.; ABDULLAH, S.R.S. Floating Aquatic Macrophytes in Wastewater Treatment: Toward a Circular Economy. **Water** 2024, 16, 870. p. 1-32. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w16060870>. Acesso em: 19 nov. 2025.

SHAARI, N. E. M.; TAJUDIN, M. T. F. M.; KHANDAKER, M. M.; MAJRASHI, A.; ALENAZI, M. M.; ABDULLAHI, U. A.; MOHD, K. S. Cadmium toxicity symptoms and uptake mechanism in plants: a review. **Brazilian Journal of Biology**, v. 84, e252143, 2024. DOI: 10.1590/1519-6984.252143. Acesso em: 21 nov. 2025.

ŞENTÜRK, İ.; DIVARCI, N. S. E.; ÖZTÜRK, M. Phytoremediation of nickel and chromium-containing industrial wastewaters by water lettuce (*Pistia stratiotes*). **International Journal of Phytoremediation**, 2022. DOI: 10.1080/15226514.2022.2092063. Acesso em: 20 jun. 2026.

SEOLATTO, A. A. **Dessorção de metais da alga marinha *Sargassum filipendula***. Orientadoras: Eneida Sala Cossich e Célia Regina Granhen Tavares. 2008. 125 f. Tese (Doutorado em Engenharia Química) - Universidade Estadual de Maringá, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Maringá, 2008. Disponível em: <http://repositorio.uem.br:8080/jspui/bitstream/1/3631/1/000176346.pdf>. Acesso em: 20 nov. 2025.

SOOD, A.; UNİYAL, P. L.; PRASANNA, R.; AHLUWALIA, A. S. **Phytoremediation potential of aquatic macrophyte, Azolla**. **AMBIO**, v. 41, n. 2, p. 122-137, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13280-011-0159-z>. Acesso em: 24 jun. 2026.

SUMAN, J.; UHLÍK, O.; VIKTOROVÁ, J.; MÁČEK, T. Phytoextraction of heavy metals: a promising tool for clean-up of polluted environment? **Frontiers in Plant Science**, v. 9, p. 1476, 2018. DOI: 10.3389/fpls.2018.01476. Acesso em: 25 out. 2025.

TCHOUNWOU, P. B.; YEDJOU, C. G.; PATLOLLA, A. K.; SUTTON, D. J. Heavy metal toxicity and the environment. **Experimental & Supplemental**, v. 101, p. 133-64, 2012. DOI:10.1007/978-3-7643-8340-4_6. Acesso em: 01 nov. 2025.

ZAHARI, N. Z.; FONG, N. S.; CLEOPHAS, F. N.; RAHIM, S. A. The Potential of *Pistia stratiotes* in the Phytoremediation of Selected Heavy Metals from Simulated Wastewater. **International Journal of Technology**, v. 12, n. 3, p. 613–624, 2021. DOI: 10.14716/ijtech.v12i3.4236. Acesso em: 10 jun. 2026.

WUANA, R. A.; OKIEIMEN, F. E. Heavy metals in contaminated soils: a review of sources, chemistry, risks and best available strategies for remediation. **ISRN Ecology**, v. 2011, p. 1-20, 2011. DOI: 10.5402/2011/402647. Acesso em: 29 out. 2025.