

Universidade Federal de Pelotas
Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel
Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia de
Sementes



Tese

**Alterações climáticas, consequências ambientais dos metais pesados e
avaliação de sementes de feijão carioquinha submetidas a diferentes
concentrações**

Carlos Aurélio Dilli Gonçalves

Pelotas, 2023

Carlos Aurélio Dilli Gonçalves

**Alterações climáticas, consequências ambientais dos metais pesados e
avaliação de sementes de feijão cariquinho submetidas a diferentes
concentrações**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia de Sementes da Universidade Federal de Pelotas, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Ciências.

Orientador:

Prof. Dr. Dario Munt de Moraes
(FAEM/UFPel)

Co-orientadores:

Prof. Dr. Roberlaine Ribeiro Jorge
(UNIPAMPA)

Eng.Agr. Dra. Andréa Bicca
Noguez Martins (FAEM/UFPel)

Pelotas,2023

Universidade Federal de Pelotas / Sistema de Bibliotecas
Catalogação da Publicação

G635a Gonçalves, Carlos Aurélio Dilli

Alterações climáticas, consequências ambientais dos metais pesados e avaliação de sementes de feijão cariocinha submetidas a diferentes concentrações [recurso eletrônico] / Carlos Aurélio Dilli Gonçalves ; Dario Munt de Moraes, orientador ; Roberlaine Ribeiro Jorge, Andréa Bicca Noguez Martins, coorientadores. — Pelotas, 2023.

97 f.

Tese (Doutorado) — Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia de Sementes, Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel, Universidade Federal de Pelotas, 2023.

Elaborada por Gabriela Machado Lopes CRB: 10/1842

Carlos Aurélio Dilli Gonçalves

**Alterações climáticas, consequências ambientais dos metais pesados e
avaliação de sementes de feijão carioquinha submetidas a diferentes
concentrações**

Tese aprovada, como requisito parcial, para obtenção do grau de
Doutor em Ciências, Programa de Pós-Graduação em Ciência e
Tecnologia de Sementes, Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel,
Universidade Federal de Pelotas.

Data da Defesa: 21/11/2023.

Banca examinadora:

.....
Prof. Dr. Dario Munt de Moraes (Orientador)
Doutor em Fitotecnia (FAEM/UFPeI)

.....
Profa. Dra Lilian Vanussa Madruga de Tunes
Doutora em Agronomia (UFMS)

.....
Dra. Cristina Larré
Doutora em Fisiologia Vegetal (UFPeI)

.....
Dra. Mariane D'Avila Rosenthal
Doutora em Fitossanidade (FAEM/UFPeI)

.....
Dra. Andréa Bicca Noguez Martins
Doutora em Sementes (FAEM/UFPeI)

“Ser em si, ser outro fora de si, retorna a si”

Hegel

“A minha querida esposa
Irene pelo apoio
incondicional e
principalmente pelo
incentivo nas minhas
decisões em todos os
momentos desta
caminhada, dedico”.

“Haja hoje para tanto ontem”
Paulo Leminski

“Ao meu pai Luiz Carlos Gonçalves
e a meu sogro Seno Carlos
Assmann (*In memoriam*) pelos
exemplos de vida, ofereço”.

Agradecimentos

Agradeço ao meu Orientador o Prof. Dr. Dario Munt de Moraes por toda sua confiança, ensinamentos, dedicação, ética e profissionalismo, paciência, pescarias e pela amizade.

Agradeço a todos meus familiares que tanto estimo.

Agradeço aos meus colegas da UNIPAMPA.

Agradeço aos meus colegas do curso de Pós-graduação

Ao meu amigo, irmão, Dr. Roberlaine Ribeiro Jorge.

Agradeço à Universidade Federal de Pelotas e ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia de Sementes pela qualidade dos docentes, técnicos e funcionários, que contribuíram em minha formação.

Agradeço à Universidade Federal do Pampa (UNIPAMPA), ao curso de Engenharia Agrícola e a toda comunidade acadêmica.

Agradeço ao colega Ádamo de Souza Araújo pelas palavras de incentivo.

Agradeço ao colega Wolmer Brod Peres pela amizade.

Agradeço aos meus amores Marianna e Juliano e Nathalia e Gil, pelo incentivo a nunca desistir das minhas metas.

Agradeço à minha querida esposa Irene por seu amor e companheirismo. Seu apoio incondicional e seu carinho são fundamentais para mim. Sou grato por ter você ao meu lado em todas as jornadas da vida. Obrigado por ser minha parceira e por todo o amor.

Ao **Deus**, que me concedeu: Saúde, Força e União.

Enfim, **a todos(as)**, àqueles(as) que acreditaram que este momento chegaria e sempre apoiaram. Agradeço.

Resumo

GONÇALVES, Carlos Aurélio Dilli. **Alterações climáticas, consequências ambientais dos metais pesados e avaliação de sementes de feijão carioquinha submetidas a diferentes concentrações** 2023. 97f. Tese (Doutor em Ciências) – Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia de Sementes, Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2023.

O presente trabalho compreende um estudo sobre aspectos das mudanças climáticas e suas consequências ambientais para os seres vivos. Com o avanço das atividades antrópicas impulsionando as mudanças climáticas, a contaminação por metais pesados tornou-se uma preocupação ambiental mundial. A fitorremediação de metais pesados é uma abordagem promissora para lidar com a contaminação ambiental, oferecendo benefícios ecológicos, econômicos e sociais relevantes. Neste sentido, para elucidar algumas lacunas, conduzimos um experimento com sementes de feijão carioquinha (*Phaseolus vulgaris* L.) submetidas a diferentes concentrações de Fe_2O_3 (0,0; 5,0 e 10mgL^{-1}), PbSO_4 (0,0; 0,01 e $0,05\text{mgL}^{-1}$), com objetivo de avaliar a capacidade e o desempenho fisiológico de sementes de feijão na presença de metais pesados em diferentes concentrações. O sulfato de chumbo afeta o crescimento de raízes, o comprimento total de plântulas, assim como reduz a massa seca da parte aérea e a massa fresca de raízes e em concentração mais alta, reduz a porcentagem de germinação das sementes. O óxido de ferro em maiores concentrações pode reduzir a condutividade elétrica das sementes. A principal consequência das alterações climáticas é a poluição do ambiente, aumento na frequência e intensidade de desastres, como tempestades, rompimento de barragens, secas prolongadas e incêndios florestais. Além disso, as reduções das produtividades das culturas agrícolas que pode afetar a segurança alimentar da humanidade. A perda de biodiversidade também é uma preocupação, pois muitas espécies não conseguem se adaptar rapidamente às mudanças das condições climáticas. É necessário reduzir significativamente as emissões de gases de efeito estufa e fitorremediar as áreas contaminadas para mitigar os efeitos das alterações climáticas. Isso pode ser alcançado por meio de uma transição para fontes de energia renovável, maior eficiência energética, transporte sustentável e práticas agrícolas menos intensivas em carbono. Além disso, a preservação e o aumento da cobertura vegetal são essenciais para absorver o CO_2 da atmosfera.

Palavras-chave: mudanças climáticas; fitorremediação; metais pesados; desempenho fisiológico; *Phaseolus Vulgaris* L..

Abstract

GONÇALVES, Carlos Aurélio Dilli. **Climate change, environmental consequences of heavy metals and evaluation of carioquinha bean seeds subjected to different concentrations.** 2023 97.f Tese (Doutor em Ciências) – Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia de Sementes, Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2023.

The present work comprises a study on aspects of climate change and its environmental consequences for living beings. With the advancement of anthropogenic activities and ongoing climate change, heavy metal contamination has become a significant environmental concern. Heavy metal phytoremediation is a promising approach to address environmental contamination, offering relevant ecological, economic and social benefits. In this trial, on a laboratory scale, seeds of carioquinha beans (*Phaseolus vulgaris* L.), a crop of socioeconomic interest, were used, subjected to different concentrations of Fe₂O₃ (0.0; 5.0 and 10mgL⁻¹), PbSO₄ (0.0; 0.01 and 0.05mgL⁻¹), with the aim of alleviating the capacity and the physiological performance of beans without the presence of heavy metals in different ways. s concentrations. Lead sulfate harms the growth of roots, the total length of seedlings, as well as reducing the dry mass of the aerial part and the fresh mass of roots and in higher concentration, it reduces the percentage germ of germination of seeds. Iron oxide in higher concentrations can reduce the electrical conductivity of seeds. The main consequence of climate change is an increase in the frequency and intensity of natural disasters, such as more intense storms, prolonged droughts and forest fires. Furthermore, declines in the productivity of agricultural crops can affect the planet's food security, affecting the most vulnerable communities that depend on local agriculture for their subsistence. Biodiversity loss is also a concern, as many species cannot adapt quickly to changing climate conditions. To mitigate the effects of climate change, it is necessary to significantly reduce greenhouse gas emissions. This can be achieved through a transition to renewable energy sources, greater energy efficiency, sustainable transportation and less carbon-intensive agricultural practices. Furthermore, preserving and increasing vegetation cover is essential to absorb CO₂ from the atmosphere.

Keywords: climate change; phytoremediation; heavy metals; *Phaseolus vulgaris*; physiological performance; *Phaseolus Vulgaris* L...

Sumário

1	Introdução geral.....	11
2	Capítulo I	15
	Mudanças climáticas e consequências dos metais pesados no meio ambiente: Uma breve revisão	15
	1 Introdução.....	15
	2 Metais pesados.....	19
	3 Mecanismos de entrada na planta, formação de espécies reativas de oxigênio e tolerância aos metais pesados.	21
	4 Estratégias de remediação	26
	5 Tecnologias de fitorremediação	27
	6 Fitoextração	29
	7 Fitoestabilização	32
	8 Fitovolatilização	33
	9 Fitotransformação ou fitodegradação	34
	10 Fitofiltração	35
	11 Considerações sobre fitorremediação	36
3	Capítulo II	39
	Avaliação do desempenho de sementes de feijão carioquinha (<i>Phaseolus vulgaris</i> L.) submetidas a diferentes concentrações de metais pesados	39
	Resumo	39
	Abstract.....	39
	1 introdução	40
	2 Materiais e métodos.....	41
	3 Resultados e discussões	45
	4 Conclusões	50
4	Capítulo III	52
	As alterações climáticas e o seu impacto na vida:Uma análise	52
	1 Introdução.....	52
	2 Impulsionadores das alterações climáticas.....	53
	3 Desmatamento	54
	4 Impactos das mudanças climáticas	55

5	Padrão climático e desastres naturais	55
6	Efeitos das mudanças globais no comportamento dos contaminantes...	56
7	Elevação do nível do mar	58
8	Condições de estresse ambiental e seus impactos nas plantas.....	59
9	Biodiversidade	61
10	Medidas de mitigação	62
5	Considerações finais.....	64
6	Referências bibliográficas	67

1 Introdução geral

As alterações climáticas impactam significativamente nos ecossistemas marinhos, terrestres e de água doce em todo o mundo. Esses efeitos foram mais rápidos e abrangentes do que o esperado, resultando em consequências possíveis de serem observadas atualmente (IPCC, 2022; CATLING, 2020; SHIVANNA, 2022).

O processo de industrialização tem contribuído significativamente para as emissões globais de gases de efeito estufa. Segundo Yang, 2021; Gonçalves, 2018; ONU 2023, mais de 75% das emissões globais são provenientes de atividades industriais. Isso ocorre devido ao uso intensivo de combustíveis fósseis, como carvão, petróleo e gás natural. Além disso, a industrialização e a mineração também resultam na liberação de uma grande quantidade de resíduos no ambiente. Muitas vezes, esses resíduos são liberados sem critérios adequados, incluindo metais pesados. Os metais pesados são substâncias tóxicas que podem causar danos significativos aos ecossistemas e à saúde humana (DENG, 2022; SHIVANNA, 2022).

As concentrações dos gases da atmosfera, em volume seco, 21% de O₂, 78% de N₂, 0,90% de Argônio, 0,038% de CO₂ e outros gases. Nos últimos anos, a preocupação com os efeitos da exposição à poluição atmosférica aumentou em comparação com uma taxa de CO₂ pré-industrial de aproximadamente 280 ppm e uma concentração atmosférica em torno 415 ppm, atualmente (CATLING, 2020; CALVIN et al, 2009; DAVIS, 2010).

O Acordo de Paris, assinado durante a Conferência das Partes (COP-21) em 2015, tem como objetivo principal fortalecer a resposta global às mudanças climáticas. Os países signatários se comprometeram a tomar medidas ambiciosas para limitar o aumento da temperatura global neste século abaixo de 2°C em relação aos níveis pré-industriais, além de buscar esforços para limitar o aumento a 1,5°C, existe o desafio de manter as emissões de CO₂ em 450 ppm até 2050 (MAC DOWELL, 2017; ABBASS et al. 2022).

Os dados da Organização para a Alimentação e Agricultura (FAO, 2016) indicam que se as emissões de gases de efeito estufa e a poluição ambiental não forem mitigadas, é esperado que aconteça um declínio na produção das principais culturas cerealíferas até

o ano 2100. Estima-se que os rendimentos de milho possam diminuir entre 20% e 45%, os de trigo entre 5% e 50% e os de arroz entre 20% e 30%.

Estudos mostram que as mudanças climáticas e a poluição podem afetar a qualidade nutricional das principais culturas alimentares. O estudo de Myers et al. (2014) indicou que altos níveis de dióxido de carbono (CO₂), esperados até 2050, podem levar a reduções nos teores de nutrientes em culturas como trigo, arroz, milho e soja. Por exemplo, o trigo cultivado sob essas condições teve uma redução de 9% de zinco, 5% de ferro e 6% de proteína, enquanto o arroz teve reduções de 3%, 5% e 8%, respectivamente, em comparação com os rendimentos esperados sem as mudanças climáticas. Essas perdas de nutrientes podem ter implicações para a segurança alimentar, principalmente, da população mais vulnerável economicamente.

Além disso, as mudanças climáticas também podem aumentar os riscos de contaminação de alimentos por patógenos, compostos tóxicos e produtos químicos agrícolas (PATERSON & LIM, 2010). Além disso, segundo Paerl e Huisman, (2009) surtos de proliferação de algas podem contaminar a água potável e os mariscos com cianotoxinas. Mudanças nos padrões de plantas e de doenças em animais também podem elevar o uso de produtos químicos agrícolas e medicamentos veterinários.

De acordo com estudos é esperado que a demanda global por alimentos fosse intensificada entre 35% e 56% até 2050, dependendo do cenário considerado (PATERSON & LIM, 2010; VALIN, 2014). No entanto, é importante ressaltar que a população em risco de fome pode variar significativamente, dentro desta perspectiva a agricultura terá que desenvolver novas estratégias de aumento de produção (VALIN 2014; ODEGARD, 2014). Considerando as condições brasileiras, é esperado que o Produto Interno Bruto (PIB) reduza até 1,8% e a produtividade a 18%, até o final do século (ASSUNÇÃO, 2016; SOUZA, 2022). Para Santos (2021) considerando as dimensões do Brasil os impactos serão diferentes em cada região, sendo agricultura familiar a mais atingida, até 2050, devido às mudanças climáticas e impactos da poluição (TANURE et al. , 2023; ASSUNÇÃO, 2016).

Os efeitos negativos das mudanças climáticas e poluição serão mais pronunciados nas culturas de subsistência, como o feijão (*Phaseolus vulgaris* L.), somando-se ao baixo

nível tecnológico empregado pelos agricultores (TANURE et al. , 2023). O Brasil é o maior produtor e consumidor de feijão com produção de 24 mil toneladas em 2022 (CONAB, 2022). Inúmeros fatores influenciam o desempenho do feijoeiro em diferentes estádios fisiológicos, destacando-se, temperaturas, precipitações e condições de solo (BARBOSA, 2012). Vários eventos climáticos e desastres ambientais contaminam o solo com metias pesados, como por exemplo, ferro e chumbo que em determinadas concentrações são tóxicos para cultura. Segundo Peske et al. (2019), estresses durante na fase de germinativa resultam em redução na produtividade e na qualidade fisiológica, afetando o vigor da semente.

As alterações climáticas interferem na economia quando causam mudanças de época de semeaduras, colheita e até mesmo perdas totais de produção (STEVANOVIĆ et al., 2016). Chuva intensa foi um dos fatores determinante para o rompimento das barragens do Fundão em Mariana em 2015 e a do Corrego do Feijão em Brumadinho em 2019, Minas Gerais, Brasil, o desastre liberou uma quantidade de lama e rejeitos de mineração ricos em metias pesados, deixando um rastro de destruição no ambiente, na sociedade e na economia. A lama depositada contém metais pesados que podem comprometer a qualidade do solo e corpos d' água (DA SILVA, 2020).

A grave degradação ambiental é causada pelo aumento repentino na utilização dos recursos naturais, pela emissão de gases de efeito estufa aumentando a poluição em todo planeta. É importante ressaltar que a gestão adequada dos resíduos industriais e a adoção de tecnologias mais limpas são fundamentais para reduzir os impactos negativos da industrialização no meio ambiente. Tecnologias envolvem a possibilidades de adaptações de processos e restauração dos ambientes poluídos por metais pesados e outras substâncias.

O desenvolvimento de tecnologias adequadas para restauração do meio ambiente poluído por metais pesados é de interesse da comunidade científica (KABATA-PENDIAS, 2004). A presença de metais pesados e a fitodisponibilidade, oligoelementos, oferecem risco ao ambiente e a saúde humana (OLADOYE, 2022). Os metais pesados são classificados como essenciais e não essenciais, Fe, Mn, Cu, Zn, Ni e Cd, Pb, As, Hg, Cr, respectivamente (GÖHRE, 2006). Os sistemas biológicos possuem uma determinada capacidade de absorção de metais pesados para manter a homeostase celular e

dependendo da dosagem dos oligoelementos podem causar danos, mesmo sendo considerados metais essenciais (ALI ET AL., 2013; GÖHRE, 2006). A poeira mineral transportada pelo ar e pela água pode chegar à cadeia alimentar. As partes aéreas das plantas absorvem metais pesados, mas a grande quantidade é acumulada nos solos, como consequência é absorvida, principalmente pelo tecido radicular. Os sistemas intensivos de produção agrícola são responsáveis pela presença de metais pesados nos solos, através da fertilização e uso intenso de defensivos agrícolas (SCHRECK; 2013).

A fitorremediação surgiu mais intensamente nos últimos 10 anos, como uma alternativa emergente, econômica e ambientalmente viável para limpeza do meio ambiente, pois pode extrair, acumular e despoluir o solo, água e o ar atmosférico dos contaminantes resultantes da atividade antrópica (FEKI, et al 2021; GOIX, 2014; KABATA-PENDIAS, 2004).

Neste contexto de causas e consequências das alterações climáticas, esse estudo busca no Capítulo I a compreensão do processo de fitorremediação de metais pesados no ambiente e como prática, apresenta no Capítulo II, uma avaliação laboratorial dos efeitos de diferentes dosagens de metais pesados em sementes de feijão cariquinho (*Phaseolus vulgaris* L.), e assim no Capítulo III apresenta os impactos das alterações climáticas na biodiversidade.

2 Capítulo I

Mudanças climáticas e consequências dos metais pesados no meio ambiente: Uma breve revisão

1 Introdução

A população global está crescendo em ritmo mais lento desde 1950, mas ainda apresenta um aumento absoluto contínuo. Projeções das Nações Unidas indicam que a população mundial deve atingir 9 bilhões em 2030 e 11 bilhões em 2050. A industrialização e o processo de urbanização estão entre os principais fatores que geram impactos ambientais significativos. O crescimento das cidades e a expansão das atividades industriais têm consequências para o ambiente favorecendo a poluição do ar, da água e do solo. O aumento da demanda por alimentos devido ao crescimento populacional coloca o sistema agrícola sob pressão (DANIEL, 2022; MOREIRA, 2022). Esses fatos ilustram a importância de entender as complexas interações entre as mudanças climáticas, política, poluição, concentração de dióxido de carbono (CO₂) que impactam no sistema agrícola (LEVY-BOOTH, 2014; EMMERLING, 2020).

O aumento das concentrações de gases com efeito de estufa na atmosfera tem como consequência o aumento da radiação infravermelha reflexiva que aquece a superfície da crosta terrestre, implicando na elevação da umidade atmosférica que modifica o ciclo hidrológico de precipitações (TRENBERTH, 1999; TUCKETT, 2019).

Relatório da Core Writing Team (CWT, 2023) que o aquecimento da Terra é devido ao excesso de gases como o dióxido de carbono e metano que compõem 85% dos gases que causam o efeito estufa. As nações têm firmado compromissos de responsabilidade ambiental para lidar com as emissões de gases de efeito estufa e mitigar as mudanças climáticas. No entanto, a execução efetiva desses compromissos é fundamental para alcançar os objetivos de redução das emissões (TYTLA, 2020). Caso os compromissos de responsabilidade ambiental não forem executados, a tendência é que a temperatura média global aumente de 3°C a 4°C até o final do século

(SHIVANNA, 2022). Esse aumento representa um cenário preocupante de aquecimento global e segurança alimentar.

A poluição ambiental é considerada uma das principais preocupações da humanidade e é vista como um desafio significativo da modernidade. A poluição ambiental abrange uma variedade de poluentes e substâncias tóxicas que afetam o meio ambiente e a saúde humana. As alterações climáticas são uma consequência das emissões de poluentes, principalmente da queima de combustíveis fósseis (CUSHING, 2023).

Essas emissões são responsáveis por lançar grandes quantidades de poluentes no ambiente. Aproximadamente 2,0 bilhões de toneladas/ano de resíduos sólidos e outros dejetos de estabelecimentos urbanos e industriais são despejados anualmente no ambiente (ISWA, 2022; ONU, 2022). A poluição por metais pesados que são lançados no ar, solo e água representam uma ameaça crítica a toda cadeia trófica, tendo efeitos adversos em toda biosfera (DU et al., 2017). Os riscos à saúde pública são agravados pela inexistência de projetos consistentes de remediação ambiental visando o tratamento de áreas contaminadas (ABIRIGA et al., 2020, O'CONNOR, 2018, TYTLA, 2020, HEJNA, 2021).

Os estudos de Jones et al (2023); Matthews et al (2014); Skeie, et al (2017), em relação ao aquecimento global, apontam o Brasil como o terceiro emissor de gases do efeito estufa do planeta, devido ao uso incorreto do solo e queimadas. O dióxido de carbono (CO₂), emissões cumulativas, responsável por 60% do efeito estufa permanece aproximadamente 100 anos na atmosfera (MAC DOWELL 2017; YANG, 2021).

Os incêndios florestais no período de 2019 a 2020, como os da Indonésia, Brasil, África Central, Sibéria, Austrália e Califórnia, foram responsáveis por um alto percentual, em torno de 15%, de todas as emissões globais de gases que causam o efeito de estufa (GUO et al., 2019) ou seja 85-90-% das emissões de CO₂ , nesse período, foram devidos as outras fontes emissoras.

Enquanto o aumento da temperatura e os níveis de CO₂ representa um desafio para a agricultura, estratégias de bioengenharia e otimização da fotossíntese oferecem possibilidades de melhorar a capacidade das plantas em minimizar os efeitos danosos em constante evolução, devido às mudanças climáticas (AINSWORTH, 2007). O metabolismo do carbono nas plantas é afetado pelo aumento das concentrações de gás carbônico e temperatura, sendo a temperatura um dos fatores determinantes na distribuição das espécies no planeta (WOODWARD, 1897; FICKLIN & NOVICK, 2017).

Serão necessárias transições rápidas e de longo alcance em todos os setores e sistemas para reduzir as emissões e garantir um futuro habitável e sustentável no planeta Terra (MIKHAYLOV, 2020). Estas transições de sistema envolvem um aumento significativo de um amplo leque de medidas de mitigação que já estão disponíveis, necessitando de políticas, recursos e pesquisas aprofundadas para cada região. À medida que, o planeta foi sendo industrializado o descarte de substâncias tóxicas no solo e as emissões de CO₂ e outras impurezas, provenientes de combustíveis fósseis, aumentaram significativamente nos últimos 70 anos, minimizar os efeitos danosos é fundamental para o equilíbrio dos ecossistemas (OZLU, et al., 2022).

As emissões, o material particulado atmosférico é uma mistura extremamente heterogênea que varia em propriedades físicas e químicas dependendo da fonte de emissão e das condições meteorológicas (WHO, 2016). Metais pesados podem estar na forma de particulados em escala nanométrica (<1µm) presentes no ar atmosférico e serem aerotransportados para outras regiões, associados à fuligem ou poeira. Segundo Kumar (2010) as nanopartículas de metais pesados na faixa de tamanho (<300 nm) representam 99% da concentração total de partículas no ar atmosférico. Metais pesados, oligoelementos, metaloides e metais-traços são elementos químicos que mesmo em baixas concentrações no ambiente são fontes de poluição ambiental de grande impacto.

Estudos têm demonstrado que a deposição atmosférica é uma das principais fontes de entrada de metais pesados nos solos agrícolas

(NICHOLSON et al., 2003). Em relação aos solos agrícolas existem várias fontes de entrada de metais pesados como os produtos fitossanitários, fertilizantes orgânicos e inorgânicos. Os fertilizantes fosfatados despertam preocupação em relação aos níveis de metais pesados (NICHOLSON et al., 2003; NZIGUHEBA et al. 2008; PALANSOORIYA et al. 2020). No Brasil o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 2009) estabeleceu concentrações limite de metais pesados em solos agrícolas, essas concentrações foram baseadas no risco potencial para saúde humana, estabelecendo, por exemplo, para o chumbo 180mg/kg, mercúrio 12 mg/kg, cádmio 3mg/kg, arsênio 35mg/kg e cromo 150 mg/kg.

A magnitude desse desequilíbrio ambiental é sem precedentes na história. Uma sociedade amplamente industrializada, consumista e sem noção das consequências ambientais, resultou em poluição do ar, solo e da água com diversas substâncias, inclusive metais pesados, trazendo consequências para agricultura (DIER, 2019; MIKHAYLOV, 2020). Os metais pesados são componentes naturais da crosta terrestre e estão presentes em diferentes concentrações e locais do planeta, inclusive nos solos agrícolas. O extrativismo mineral e o descarte irregular de resíduos industriais e urbanos podem ser fontes de poluição de metais pesados no ambiente (NZIGUHEBA et al. 2008; PALANSOORIYA et al. 2020) .

Os eventos climáticos adversos, o aumento da temperatura e chuvas intensas podem acelerar os processos de intemperismo e destruição dos solos. Podendo acelerar a liberação de minerais e compostos no solo, incluindo metais pesados. O aumento da temperatura e a concentração de gases podem afetar o comportamento das plantas e sua capacidade de absorver metais pesados (SWAIN, 2022; WU,Q.,2017; MIKHAYLOV, 2020; MUNIR, 2021).

As ações antrópicas e as implicações climáticas trazem consequências ambientais, como a contaminação por metais pesados, esse assunto desperta o interesse da pesquisa.

Sendo assim, essa revisão objetiva contribuir para o conhecimento científico sobre a aplicação da fitorremediação como uma estratégia ambiental para remediar áreas contaminadas.

2 Metais pesados

Os metais pesados são um grupo de elementos químicos com massa atômica maior que 23, número atômico maior que 20, com densidade de pelo menos 5 vezes maior que água e massa específica acima de 3,5 g/cm³ como Cadmio (Cd), chumbo (Pb) e ferro (Fe), os quais podem ser componentes de resíduos de processos industriais, agrícolas e urbanos e extrativismo de minerais (DEVI, 2021, DUFFUS et al., 2002; MACHADO et al., 2002). Esses elementos são considerados “pesados” devido a sua densidade e características físicas. As atividades antrópicas na biosfera são as principais causas da contaminação de metais pesados na natureza (LI, 2019, RAJENDRAN, 2022). A poluição do solo por metais pesados acarretam danos a flora e fauna, danos à qualidade e fertilidade do solo, perda da biodiversidade microbiana, destruição da cobertura vegetal e redução da produção e qualidade das culturas (LIN, 2019; BENNIS, 2022) . No entanto, algumas plantas e microrganismos desenvolvem características morfológicas, fisiológicas, metabólicas e moleculares para suportar a toxicidade do metal pesado, até certo nível, e essas características podem ser usadas para remediar o solo contaminado (DIXIT, 2015; SARWAR, 2017).

Os metais pesados reagem com a matéria orgânica no solo e com outros componentes modificando a estrutura, propriedades físicas, química e bioquímicas, assim afetando a vegetação existente e as futuras (LIN, 2019; KANDZIORA-CIUPA 2013; SINGH, 2020). A coexistência e persistência de metais no solo induz a entrada, destes elementos, na teia alimentar, causando sérios riscos à saúde dos seres vivos (MUNIR, 2021; MANI, 2014). Os metais pesados não essenciais são tóxicos para os microrganismos do solo, afetando os principais processos metabólicos microbianos, como respiração, desnitrificação e atividade enzimática (YAN, X., 2022; WANG, Y. P, 2007). Os metais pesados acumulados nos solos podem percolar para outros níveis, como

lençóis freáticos, rios e plantações, e, portanto uma ameaça aos seres humanos (JIA, Z, 2018). Estudos demonstraram que metais pesados que ultrapassem os limites, deterioram a qualidade da água e a tornam imprópria para fins de consumo e irrigação (EDOKPAYI, 2018; RAVINDRA, 2019). A amplitude dos efeitos dos metais tóxicos nas propriedades biológicas do solo depende de vários fatores, tais como: textura do solo, forma química do metal, teor de argila, teor de matéria orgânica, pH entre outros (JACH, 2022).

O aumento da contaminação por metais pesados, especialmente Cd, Pb e Zn, diminui linearmente as atividades enzimáticas quando comparado com solos não contaminados (YAN, 2022; AL-HUQAIL, 2022). Além disso, os metais inibem a divisão celular microbiana, a transcrição e a desnaturação de proteínas afetando a permeabilidade da membrana celular (MOHAMMED, 2011; KOSAKIVSKA, 2021). Metais pesados ou metaloides presentes na atmosfera, solo ou água podem ser absorvidos por várias partes das plantas ou por outros seres vivos.

Alguns metais pesados são essenciais para o desenvolvimento de plantas e à saúde humana em quantidades adequadas. Os íons de metais pesados como Cu^{2+} , Zn^{2+} , Mn^{2+} , Fe^{2+} , Ni^{2+} e Co^{2+} são micronutrientes essenciais para o metabolismo das plantas, mas quando presentes em excesso podem prejudicar os processos fisiológicos (MANI, 2014, NJOGA, 2021; HAYDON, 2007). Metais não essenciais aos organismos como chumbo, mercúrio e cádmio, por exemplo, podem ser tóxicos mesmo em pequenas quantidades, afetando vários órgãos de vegetais, humanos e animais (MUNIR et al., 2021, NJOGA et al., 2021, MAHAR et al. 2016).

Em concentrações muito baixas, o selênio é um micronutriente essencial para os seres humanos, animais e algumas plantas inferiores, incluindo algas e bactérias, enquanto o Selênio é extremamente tóxico em doses mais elevadas (EL-RAMADY et al., 2015). A contaminação ambiental por metais pesados pode afetar a produtividade e a qualidade dos alimentos produzidos (CHRISTOPHORIDIS, 2020).

3 Mecanismos de entrada na planta, formação de espécies reativas de oxigênio e tolerância aos metais pesados.

Os vegetais possuem uma rede sofisticada e inter-relacionada de estratégias de defesa para evitar ou tolerar a intoxicação por metais pesados. As barreiras físicas são a primeira linha de defesa das plantas contra dos íons de metais pesados. Algumas estruturas morfológicas como cutícula espessa, tecidos biologicamente ativos como tricomas e paredes celulares, bem como simbiose micorrízica podem atuar como barreiras, quando as plantas enfrentam estresse por metais pesados (SHARMA, 2016; GARCIA-CAPARROS, 2021).

Do solo, os metais pesados são absorvidos pelos tecidos corticais das raízes, devido à sua semelhança com alguns micronutrientes essenciais. A principal entrada dos metais pesados nas plantas é via xilema (SALT et al., 1998). Xilema e floema são dois sistemas de transporte de longa distância com funções e propriedades diferentes que realizam redistribuição de nutrientes, assimilados e poluentes dentro das plantas (PAGE, 2015; NELSON, 1984). Na planta ocorre transporte ascendente e descendente de metais pesados. Os fatores mais importantes que afetam a mobilidade dos metais pesados são o pH, a natureza do íon metálico, a presença e concentração de ligantes orgânicos e inorgânicos, incluindo ácidos, exsudados de raízes e nutrientes (GUPTA, 2013).

Durante o processo de crescimento em algumas espécies de plantas os íons metálicos são temporariamente retidos por quelação fraca no citoplasma, seguida pela translocação da raiz ao caule por mecanismos de carga e descarga do xilema e depois pela compartimentalização dos íons nos vacúolos foliares e assim, contribuindo no processo de desintoxicação das plantas (SHARMA, 2016). A qualidade da planta para fitorremediação depende da energia solar e a conversão dos fotoassimilados nas folhas e alocação da matéria seca nos diferentes órgãos das plantas (GAVRILESCU, 2022). A produção de fotossíntese está diretamente relacionada à radiação solar na faixa de entre 380 a 750 nm , a temperatura e ao gás carbônico (TAIZ & ZEIGER, 2013).

Para translocação dos metais pesados do sistema radicular para parte aérea ocorre por via simplástica e apoplástica, juntamente com a água (DALVI,

2013). Segundo Hopmans (2002), Salt (1998) provavelmente os íons são impulsionados por bomba de transpiração, os íons livres ou quelados fluem com os outros nutrientes e água para partes superiores da planta. A compreensão desses processos é fundamental para avaliar os riscos de contaminação ambiental e seus impactos na saúde das plantas e na teia alimentar. O conhecimento sobre os fatores relacionados ao desenvolvimento e crescimento das plantas, permite planejar melhores técnicas de cultivos objetivando fitorremediação (POURESMAIELI, 2022).

Os órgãos aéreos das plantas, como folhas, frutos e flores, também possuem a capacidade de absorver metais pesados por via estomática (LIU et al, 2019). Isso significa que a exposição direta das plantas à atmosfera contaminada pode ser a principal entrada, por exemplo, de chumbo. A deposição atmosférica é identificada como uma das fontes de chumbo Pb no arroz, sendo responsável por mais de 35% desse metal (URAGUCHI, 2012). Quanto a deposição atmosférica Birbaum et al (2010) e Schreckt et. al., (2012) concluíram que partículas ultrafinas são incorporadas pelas folhas via estômatos, enquanto grande parte fica retida na cera superficial.

Estudando a aplicação de cádmio em folhas de batata Reid, et al. (2003), observaram que o metal pesado entrava no floema e era transportado para os órgãos de armazenamento. Em pesquisa com feijoeiro exposto a deposição atmosférica Temmerman (2015), relatou a presença de oligoelementos como o chumbo nas folhas, caules, vagens e sementes, segundo o mesmo autor, a absorção de arsênio e chumbo do solo é relativamente baixa, o que aumenta a sua adequação e interesse para biomonitoramento do ar atmosférico. A baixa translocação do chumbo das raízes em direção a parte aérea é através do xilema e a movimentação do chumbo das superfícies das folhas para outras partes da planta é através do floema (LIU et al 2019; SU, 2013; URAGUCHI, 2012). As raízes desenvolveram vários mecanismos para reduzir a absorção e transferência de chumbo para as partes aéreas da planta e limitar seus efeitos deletérios. Na maioria das plantas, 90 a 95% do chumbo total é acumulado nas raízes (PIECHALAK, 2002).

A absorção de metais e metaloides pelas folhas das plantas, por deposição atmosférica, acontece quando os elementos estiverem dissolvidos, permitindo a absorção dos íons. Isso sugere que a forma química e as dimensões em que os metais e metaloides estão presentes na atmosfera desempenha um papel importante na absorção desses elementos pelas plantas (SCHRÖDER et al. 2010; GAJBHIYE, 2016; SMITA et al. 2012). Para lidar eficazmente com a contaminação por metais pesados e metaloides, é essencial identificar suas principais fontes de entrada na planta. A deposição atmosférica nas folhas, que inclui partículas de poeira e fuligem, pode ocorrer em áreas urbanas e industriais. Compreender a contribuição relativa dessa deposição em comparação com a absorção pelo sistema radicular das plantas ajuda a direcionar estratégias de remediação (BIRBAUM, 2010)

A membrana plasmática das células desempenha um papel crítico na regulação do transporte de metais pesados, ajudando as plantas a manter a homeostase desses metais e a evitar a toxicidade. As proteínas desempenham funções específicas na regulação desse transporte e na proteção das plantas contra os efeitos adversos dos metais pesados. Isso é fundamental para a sobrevivência das plantas em ambientes contaminados por metais pesados (ARGÜELLO et al. 2007, GUPTA 2013). Os metais pesados atravessam as membranas não apenas por transportadores, mas também através do canal de água denominado aquaporina (DE CAROLI, 2020). A membrana plasmática, o sistema antioxidante, a quelação intracelular e a compartimentalização são os principais mecanismos de tolerância e desintoxicação das plantas ao estresse de metais pesados (KUMAR, 2015; SYTAR, 2021).

Nas células vegetais a produção de Espécies Reativas de Oxigênio (EROs) é induzida por vários fatores estressantes bióticos e abióticos entre eles a presença de metais pesados que podem causar danos nas células, portanto, são fortemente reguladas e desintoxicadas por mecanismos de proteção celular que podem ser enzimáticos e não enzimáticos (GUPTA, 2013; GARCIA-CAPARROS, 2021). Espécies reativas de oxigênio (EROs) é uma abreviatura comum usada para identificar algumas moléculas reativas e radicais livres derivados do oxigênio molecular. As espécies reativas de oxigênio (EROs) são

um subproduto do metabolismo celular normal nas plantas contudo, sob condições de estresse abiótico ou biótico (GILL&TUJEDA,2010), o equilíbrio entre produção e eliminação é perturbado (DAS, K, 2014), um desequilíbrio entre a formação e a remoção de radicais livres pode levar a uma condição de estresse oxidativo prejudicial ao sistema celular.

A produção de radicais livres sob determinadas condições são essenciais para muitos processos biológicos (KRAUSE, 2019) porém, radicais livres podem se tornar altamente destrutivos para células e tecidos se a produção não for controlada (PANDEY, 2017). Os cloroplastos têm sido considerados sensores celulares para indicar sinais de estresse ambiental. As células das plantas mantêm concentrações plasmáticas de íons de metais pesados essenciais, como ferro, zinco e cobre, dentro da faixa funcional ideal. Entretanto, depende da natureza da planta, acionar vários mecanismos moleculares para manter as concentrações de metais não essenciais dentro de um padrão de equilíbrio (SYTAR, 2021).

Os principais locais de geração de espécies reativas de oxigênio (EROs) na célula são apoplastos, mitocôndrias, cloroplastos e peroxissomos (GARCIA-CAPARROS, 2021). Estas EROs podem induzir lesões celulares por oxidação de proteínas, peroxidação lipídica e danos ao DNA, podendo resultar na morte celular e finalmente da planta (GILL&TUTEJA, 2010). O acúmulo de metais pesados nas células vegetais pode levar a uma série de efeitos prejudiciais, incluindo danos aos cloroplastos e pigmentos e distúrbios na homeostase celular, bem como a produção de espécies reativas de oxigênio (KUMAR, 2015; GILL&TUTEJA, 2010). O peróxido de hidrônio (H_2O_2) desempenha um papel importante na sinalização, sendo essencial às respostas das células vegetais ao estresse oxidativo e a outros estímulos ambientais (KUMAR, 2015; GARCIA-CAPARROS, 2021).

A célula possui estratégias de compartimentalização celular dos metais pesados para tolerar e desintoxicar, retirando os metais pesados dos locais sensíveis para compartimentos celulares metabolicamente inativos, evitando assim danos às funções celulares (KUMAR, 2015, GUPTA, 2013; YAN, 2020).

Na célula vegetal o vacúolo representa o principal compartimento celular para o sequestro de metais pesados, onde pode digerir os produtos de captura, cumprindo sua função de defesa até certos limites (DE CAROLI, 2020). Da mesma forma, os metais pesados podem ser sequestrados e compartimentados em outros locais, como pecíolos, bainhas e tricomas das folhas (SHARMA, 2016; YAN, 2020).

A produção excessiva de EROs pode danificar biomoléculas como lipídios, proteínas e ácidos nucleicos. As plantas, por sua vez, utilizam enzimas antioxidantes, como superóxido dismutase (SOD), catalases (CAT), peroxidases (POD), ascorbato peroxidase (APX) e glutatona redutase (GR), para eliminar EROs e reduzir o dano oxidativo causado durante estresse oxidativo dos metais pesados (RAKLAMI, 2021; ALI ET AL., 2013). Um dos mecanismos fundamentais de tolerância e desintoxicação de metais pesados pelas plantas é a sua quelação no citosol por ligantes específicos.

As atividades do sistema antioxidante de defesa como a catalase (CAT) são maiores em plantas C3, enquanto ascorbato peroxidase (APX) e glutatona redutase (GR) são maiores em plantas C4 que geralmente apresentam baixa atividade fotorrespiratória, sugerindo que o mecanismo de eliminação da geração de espécies reativas de oxigênio (EROs) depende do tipo de fotossíntese (SICILIA, 2019). Existe uma relação entre a quantidade de carbono fixado e de nitrogênio na eficiência do processo fotossintético, com a capacidade de acumulação de cádmio e chumbo (GUO, J. 2023; RASSAEI, 2023).

Os dispositivos de proteção das células das plantas, expostas ao estresse de metais pesados, incluem várias enzimas (GILL & TUJETA, 2010; TAIZ, 2013) que tem sua síntese e estímulos biológicos ativados, desta maneira auxiliam no controle dos efeitos da desorganização dos diversos processos metabólicos (GRATÃO et al., 2005; ROMERO-PUERTAS et al., 2007; SHARMA et al., 2020). A alta toxicidade do metal pesado, dentro da célula vegetal, obstrui as enzimas citoplasmáticas causando danos a várias estruturas celulares devido ao estresse oxidativo, que conseqüentemente afeta o crescimento e o metabolismo da planta (WANG, 2021). Ligantes como ácidos orgânicos, aminoácidos, fitoquelatinas e

metaloioneína reduzem o conteúdo intracelular dos metais pesados e, conseqüentemente, sua fitotoxicidade (GUPTA, 2013). Os ácidos orgânicos (ácidos fumárico, málico, oxálico e cítrico) foram associados à tolerância a metais pesados em muitas espécies de plantas e foram reconhecidos como ligantes celulares críticos para Zn, Cd e Ni (HAYDON, 2007). Esses ligantes, segundo Guo J. et al. (2023), estão envolvidos no processo de tolerância, transporte e sequestro de metais pesados do vacúolo, sendo uma resposta à absorção excessiva de cádmio, em crassuláceas, reduzindo assim danos adicionais.

Aminoácidos como histidina, nicotianamina e prolina foram descritos como potenciais elementos de tolerância aos ligantes de metais pesados em raízes de milho (KANWAL, 2015; GUPTA, 2013), atenuando o efeito do estresse abiótico. Por exemplo, Kanwal et al. (2015), alfafa (*Medicago sativa*) na presença de Zn e Cd teve uma produção de prolina que auxiliou a erradicação dos metais e melhorou a tolerância ao estresse abiótico. Estudos de Tamás et. al. (2017) com sementes de cevada (*Hordeum vulgare* L.) tratadas com chumbo observou a formação de EROs nas células da ponta das raízes e redução acentuada do crescimento radicular, mesmo em concentrações micromolares.

4 Estratégias de remediação

É importante considerar a eficácia, os custos e os impactos ambientais ao escolher a estratégia de remediação mais adequada. Em alguns casos, pode ser necessário combinar ambas abordagens tanto de técnicas físicas, químicas e biológicas. Além disso, a monitorização do local contaminado é fundamental para garantir que as estratégias de remediação sejam eficazes evitando a recontaminação (LI, 2019).

A estratégia adequada para remediação depende das características do local, grau de contaminação, tipo e quantidade de contaminantes e uso final do solo contaminado (LI, 2019; SARWAR, 2017). Em geral, as técnicas físicas e químicas de descontaminação podem ser “in situ” e “ex situ”, fundamentada em tecnologias de engenharia, com a movimentação de máquinas para remoção ou tratamento do solo contaminado (LI, 2019; DARY, 2010).

Os metais pesados podem ser removidos ou estabilizados usando várias estratégias como solidificação/estabilização à base de cimento Portland (SHEN et al., 2019), contenção, é uma técnica que visa confinar os metais pesados em uma área delimitada (LIU et al., 2018), lavagem de solo (ZHANG et al., 2010), remediação eletrocinética (CAMESELLE, 2013), dessorção térmica, onde o solo contaminado é aquecido para volatilizar os metais pesados que são capturados e tratados antes de serem liberados na atmosfera (PARK et al., 2015) e oxidação/redução envolve a modificação química dos metais pesados no solo para transformá-los em formas menos tóxicas ou removê-los (MCCANN et al., 2018), provaram ser eficientes para a imobilização, remoção ou transformação/desintoxicação metais pesados.

No entanto, essas estratégias de engenharia enfrentam críticas e preocupações em relação a impactos ambientais, econômicos e sociais (MOORS, 2005; KUMAR, 2015). Para superar essas críticas, foram feitas tentativas para maximizar os benefícios ambientais, sociais e econômicos através do movimento de “remediação sustentável” onde a fitorremediação assume função principal. As técnicas de engenharia podem destruir as características físicas e químicas do solo e prejudicar sua biodiversidade microbiana, tornando o solo impróprio para agricultura (SARWAR, 2017; LI, 2019). A poluição por metais pesados afeta a qualidade, fertilidade do solo e desenvolvimento das plantas (RAKLAMI, 2021).

A abordagem da fitorremediação busca maximizar os benefícios ambientais, sociais e econômicos na reabilitação de áreas contaminadas por metais pesados, sendo considerada uma tecnologia limpa (SAXENA, 2020). Para obtenção de melhores resultados é crucial manter uma população de plantas saudáveis no local, onde ocorre o processo de fitorremediação (VAREDA, 2019).

5 Tecnologias de fitorremediação

Também chamada de agrorremediação, botanorremediação ou remediação verde, a fitorremediação vem sendo denominada como um termo genérico que se refere ao uso de plantas para extrair, reduzir, transformar ou

imobilizar contaminantes (orgânicos e inorgânicos) contidos em solos, sedimentos e águas subterrâneas (ALI, H, 2013; ULLAH, 2015; CUNNINGHAM, 1996). Como mais uma vantagem as plantas absorvem CO₂ atmosférico liberando O₂ e não requerem o consumo de combustíveis fósseis, como acontece com muitos processos de descontaminação comercial.

O conceito de fitorremediação foi introduzido pela primeira vez em 1983, entretanto, estudos sobre as relações de plantas com metais pesados já vinham sendo investigados desde o início do século XX (CHANEY et al 1997; ROBINSON, 2003).

A fitorremediação parece ser a melhor abordagem para remediar solos contaminados em grandes áreas com níveis baixos a médios de metal e, ainda, pode ser aplicada em combinação com outras abordagens tradicionais de restauração do solo (DEVI, 2021; ALI ET AL., 2013; VAREDA, 2019). Ao contrário das técnicas físicas e químicas, a fitorremediação é ecologicamente correta e mais fácil de implementar (RAKLAMI, 2022a; ALI ET AL., 2013). O uso de plantas em solos contaminados previne erosão através do sistema radicular e propicia um ambiente favorável ao desenvolvimento de uma microflora em torno da rizosfera, sendo capaz de auxiliar na desintoxicação do solo (ALVES, 2022; GUO, 2007).

O volume de biomassa vegetal desempenha um papel essencial na extração dos metais pesados (VAREDA, 2019; MAHAR et al. , 2016) . Praticamente, as plantas com baixo teor de biomassa não são eficientes para estabilizar e extrair contaminantes tóxicos. Os contaminantes absorvidos também podem representar um risco potencial para a saúde animal e humana, uma vez que podem entrar na cadeia alimentar portanto, a biomassa necessita de manuseio e descarte adequados (ALI ET AL., 2013; MAHAR, et al., 2016).

A tecnologia de fitorremediação de solos contaminados com metais pesados é agrupada em cinco subclasses: fitoextração, fitoestabilização, fitovolatilização, fitotransformação e fitofiltração e, ainda podemos citar os mecanismos da rizodegradação, reconhecida como a principal responsável pela

diminuição de hidrocarbonetos de petróleo no solo (DARY, 2010; SAADANI, 2016; SARWAR, 2017).

6 Fitoextração

O processo de fitorremediação depende das características genéticas das plantas (CHANEY, 1997). A hipertolerância aos metais é a principal característica da planta para a hiperacumulação. A compartimentalização vacuolar parece ser a fonte da hipertolerância das plantas hiperacumuladoras naturais (CHANEY, 1997; SHARMA 2016). As plantas com baixa capacidade de bioacumulação de metais pesados os retêm principalmente nos vacúolos radiculares, enquanto que as plantas hiperacumuladoras têm a capacidade de deslocar metais pesados através de transportadores e imobilizá-los nos vacúolos foliares e radiculares com compartimentalização controladas dos metais pesados (KOSAKIVSKA et al, 2021). O armazenamento de metais pesados inclui a epiderme (camada mais externa das folhas e raízes), tricomas (estruturas capilares nas folhas e caules), cutículas (camada cerosa que cobre as folhas) e sendo os vacúolos (organelas celulares) como principais locais de armazenamento (TAIZ et al., 2013; CHANEY, 1997; SHARMA, 2016).

Segundo Baker (2002), a hiperacumulação de íons de metais pesados é um fenômeno que ocorre em menos de 0,2% das angiospermas e essas plantas são consideradas endêmicas.

A fitoextração é considerada uma abordagem eficiente para remover metais pesados de solos contaminados sem desestruturar o solo mantendo a fertilidade. Espera-se que as plantas usadas para fitoextração tenham crescimento rápido, alta biomassa, extensa rede de raízes, fácil cultivo, repulsão a herbívoros e armazenem metais pesados em altos níveis (ALI ET AL., 2013; OLADOYE, 2022). Outros critérios a serem considerados são a profundidade da camada contaminada, caso a contaminação exceda a 20-30 cm, devem ser utilizadas espécies lenhosas com raízes profundas (OLSON, 2000; MARTINO, 2019). As profundidades de enraizamento das plantas podem variar amplamente dependendo da espécie e das condições climáticas e do solo. Muitas espécies de plantas herbáceas, como gramíneas, têm raízes rasas, geralmente se

estendendo entre 0,3 a 0,6 metros. Essas plantas são adaptadas para ambientes onde a água e os nutrientes são relativamente acessíveis na camada superior do solo. As árvores e algumas gramíneas de planícies podem atingir profundidades de 3,0 a 4,6 m (MARTINO, 2019).

A fitoextração, também conhecida como fitoacumulação ou fitoabsorção, uma das estratégias “in situ”, refere-se à utilização de plantas hiperacumuladoras que poderiam captar metais do solo ou da água pelas raízes e acumulá-los na parte aérea e outros tecidos vegetais, envolvendo mecanismos de absorção e translocação (MOHAMMED, 2011; LI, 2021; OLADOYE, 2022).

Muitas espécies de plantas foram catalogadas por pesquisadores como fitoacumuladoras que possuem a característica de limpeza do solo, tais como: mostarda (*Brassica juncea*), grama alpina (*Thlaspi caerulescens*), mamona (*Ricinus communis* L), samambaia (*Pteris vittata*), robyns (*Haumaniastrum robertii*), suculentas (*Aeolanthus biformifolius*), milkvetch (*Astragalus bisulcatus*), mostarda da pedra (*Arabis paniculate*), agrião (*Arabidopsis halleri*), e árvores de crescimento rápido como o álamos (*Populus*), são úteis para biorremediação devido aos seus extensos sistemas radiculares para ampla cobertura, rápidas taxas de absorção de água e sua capacidade de tolerar vários contaminantes, essas e muitas outras espécies são identificadas como hiperacumuladoras, pois armazenam metais pesados em toda estrutura da planta (CALLAHN, 2016; MUSZYNSKA, 2015; BAKER et al., 2002). O tremoço amarelo (*Lupinus luteus*) inoculado com *Bradyrhizobium sp* acumularam metais pesados principalmente nas raízes (DARY, 2010).

Na mesma linha de trabalho Baker et al. (2002), investigaram e classificaram as plantas hiperacumuladoras, aquelas capazes de acumular mais de 1000 ppm de Ni, Mn, Zn, Co, Cu, Pb e mais de 100 mg kg⁻¹ de Cd por quilo de matéria seca. Esses vegetais, hipertolerantes, poderiam ser utilizados nas diferentes técnicas de fitorremediação. Segundo Lombi (2002), absorção de Cd⁺² triplica devido à deficiência de Fe⁺² no solo, quando analisou o comportamento de *Thlaspi caerulescens* e observou que cada espécie apresenta um resultado

diferente. Em ambientes contaminados por ferro a gramínea *Paspalum densum* apresentou bons resultados na remediação (BARBOSA, 2019).

O capim vetiver (*Chrysopogon zizanioides* L.) demonstrou capacidade de hiperacumulação de metais, além de prevenir a erosão do solo (ROYCHOWDHURY, 2019). A festuca (*Festuca arundinacea*), uma das mais importantes gramíneas perenes em regiões temperadas, pode crescer normalmente sob condições severas, incluindo déficit hídrico, estresse metálico ou contaminação por petróleo (ALAM et al., 2019). Plantas herbáceas da família *Brassicaceae*, algumas com elevada importância econômica, hortaliças, apresentam capacidade como hiperacumuladoras de metais pesados (GHOSH & SINGH, 2005).

A adição de etilenodiaminotetracético (EDTA) em concentrações equimolares combinado com o $Pb(NO_3)_2$ aumentaram a concentração de chumbo nas partes aéreas das plantas de *Phaseolus vulgaris* (PIECHALAK, 2008). Plantas halófitas fitoconverteram cromo da forma tóxica Cr (VI) para Cr (III) menos tóxico para tecidos vegetais, favorecendo a acumulação (FATNANI, 2023). Em pesquisa AHMED et al. (2021) investigou o efeito das algas marinhas como remediadora de metais pesados no solo e no crescimento de rabanete (*Raphanus sativus* L.), obtendo promissores resultados na tolerância do rabanete ao contaminante e na capacidade fitorremediadora da alga. O salgueiro (*Salix caroliniana*) bioacumula mercúrio em todos os tecidos vegetais (GREENPLATE, 2023)

Após a colheita, os metais podem ser recuperados e reutilizados como benefícios econômicos, chamado de fitomineração que emprega processos térmicos, químicos ou microbiológicos para separação (ROBINSON, 2003; CUNNINGHAM , 1996; PONCE-HERNÁNDEZ, 2023). A biomassa enriquecida com metal pesado contendo altos níveis de contaminantes metálicos é subsequentemente descartada como um resíduo perigoso ou, se for economicamente vantajoso, pode ser utilizada para a reextração para produção de biocombustíveis, energia e fibras (KELLER et al., 2005; DASTYAR et al ., 2019).

O descarte adequado da biomassa contaminada após a fitoextração são aspectos cruciais da gestão de áreas contaminadas por metais pesados. A importância de conduzir mais estudos para avaliar qual técnica de tratamento e descarte é mais sustentável ambientalmente, que gere menos resíduos tóxicos e minimiza o risco de recontaminação. Processo por pirólise e transformação em carvão ativado e de fermentação para obtenção de etanol, biocombustível, são frequentemente utilizados para tratamento final dos resíduos (DHIMAN, 2017; RIZWAN, 2018).

7 Fitoestabilização

A fitoestabilização ou fitoimobilização é uma estratégia alternativa emergente que envolve o estabelecimento de uma cobertura vegetal em meios contaminados (ULLAH, 2015; ALI ET AL., 2013; OLADOYE, 2022).

A fitoestabilização refere-se ao uso de plantas para imobilizar contaminantes no solo através do acúmulo nas raízes, adsorção nas raízes ou precipitação na zona radicular, devido à ligação por compostos orgânicos, tornando os metais pesados menos solúveis, menos disponíveis e menos prejudiciais ao meio ambiente (SHARMA, 2023; DALCORSO, 2019).

Esta estratégia não é uma técnica de limpeza, mas, em vez disso, reduz a mobilidade dos contaminantes e evita o risco de maior contaminação ambiental. As plantas empregadas na fitoestabilização requerem tolerância a altos níveis de contaminantes tóxicos, um extenso sistema radicular e baixa translocação de contaminantes tóxicos das raízes para a parte aérea (ALI ET AL., 2013, MAHAR, 2016).

Espécies de plantas tolerantes a metais também podem ser usadas para fitoestabilizar e restaurar a cobertura vegetal, biodiversidade, diminuindo a propagação de contaminantes tóxicos pelo vento, erosão do solo e lixiviação para as águas subterrâneas (TOSINI, 2020; MAHAR, 2016). Portanto, esta técnica garante melhor integração paisagística dos locais contaminados. Recentemente, várias espécies de plantas leguminosas foram utilizadas com sucesso na fitoestabilização devido ao seu rápido crescimento, alta biomassa,

alta tolerância a metais, alto acúmulo de metais no sistema radicular e sua capacidade de formar uma simbiose com rizobactérias (JEBARA, 2015; OLEŃSKA, 2020; RAKLAMI, 2022a ; BOLAN, 2011) .

Trabalhos demonstraram as estratégias de fitoestabilização em diversas plantas, incluindo *Medicago sativa* , *Vicia faba* , *Lens culinaris* , *Sulla coronaria*, *Trifolium repens* , *Acacia pycnantha* , *Mimosa caesalpiniaefolia*, *Erythrina speciose* e *Schizolobium parahyba* (ZINE, 2020; RAKLAMI, 2021; WANG, 2023; SAADANI, 2016) o *Medicago sativa* mostra potencial para estabilizar rejeitos de minas contaminados com Cu, Zn e Pb (ZINE, 2020; MUKHOPADHYAY, 2011), feijões (*Phaseolus coccineus* e *Phaseolus vulgaris* L.) apresentaram capacidade para remediar solos contaminados com derivados de petróleo (FERRERA-CERRATO, 2007).

Fungos endofíticos, *Fusarium falciforme*, auxiliaram na imobilização e redução da biodisponibilidade de metais pesados, no solo e nas plantas de *Phaseolus vulgaris* (RODRÍGUEZ-HIGAREDA, 2019). No entanto, esta estratégia permite apenas a indisponibilidade dos metais pesados aos organismos, mas os metais pesados permanecem no solo. Esta técnica visa conter metais pesados no solo quando o local está fortemente contaminado e o método de fitoextração parece ineficiente (ALI et al., 2013).

8 Fitovolatilização

A fitovolatilização refere-se a absorção pelas plantas de contaminantes tóxicos do solo, sua transformação em produtos voláteis e sua subsequente descarga na atmosfera (SHARMA, 2023; SAKAKIBARA, 2010; PONCE-HERNÁNDEZ, 2024). Baseia-se na utilização de plantas específicas que absorvem contaminantes tóxicos como mercúrio, selênio e arsênico, transformando-os em elementos voláteis com pouca ou nenhuma toxicidade e liberando-os na atmosfera por evapotranspiração através dos estômatos, folhas ou caules (SAHA,2021; SHARMA, 2023; SAKAKIBARA et al., 2010). Geralmente, os compostos liberados são menos tóxicos do que os compostos do solo absorvidos pelas raízes (SAKAKIBARA et al., 2010).

A principal vantagem dessa estratégia é retirar os contaminantes do solo, sem colher a planta, em comparação com outros casos (KRISTANTI, 2023; POURESMAIELI, 2022). Em contraste, esta estratégia permite a limpeza completa dos compostos tóxicos do solo, mas eles são liberados na atmosfera, onde podem ser redepositados (POURESMAIELI, 2022; SAHA, 2021). Para solos contaminados por Hg e Se, a fitovolatilização pode ser utilizada (SHARMA, 2023; JIAN, 2011). Estudos realizados por Sakakibara et al. (2010) demonstraram que o vapor liberado da folhagem de *Pteris vittata* incluía compostos de arsênio (As), arsenito e arseniato com eficiência de 90% de eliminação do arsênio acumulado no solo. A fitovolatilização com associação de plantas e microrganismos é um bioprocesso útil para melhorar a restauração e limpeza solos contaminados de mercúrio. Já na análise de Ivani, 2020, com várias espécies de plantas, como por exemplo, a erva-estrela (*Arabidopsis*) com genes bacterianos, obteve bons resultados no processo de extração e volatilização de mercúrio, acrescentando que os estudos devem continuar.

9 Fitotransformação ou fitodegradação

A fitotransformação ou fitodegradação limita-se à eliminação de contaminantes orgânicos, uma vez que os metais pesados não são biodegradáveis (ALI et al., 2013; SINGH, 2023). A fitotransformação decompõe os poluentes orgânicos usando enzimas e não depende de microrganismos rizosféricos (KUMAR, 2023). Entretanto, a rizodegradação baseia-se na atividade microbiana associada à rizosfera para degradar os compostos de carbono. Os exsudatos da raiz contêm aminoácidos, ácidos orgânicos, carboidratos, fatores de crescimento e proteínas solúveis que aumentam a atividade microbiana na rizosfera que melhoram as estratégias externas de desintoxicação das plantas (FAHR, 2013; BALI ET AL., 2013).

Recentemente, Oladoye et al. (2022) identificou a capacidade das plantas de degradar vários poluentes orgânicos, incluindo pesticidas, hidrocarbonetos e solventes clorados. Em solo contaminado com herbicida tipo atrazina, plantas de *Phaseolus vulgaris* combinadas com *Trichoderma sp.*, *Rhizobium sp* foram

eficientes para degradação do contaminante (MADARIAGA-NAVARRETE, 2017).

Existem enzimas que mostraram bons resultados na fitodegradação como a desalogenase (transformação de compostos clorados), peroxidase (conversão de compostos fenólicos), nitrilase (transformação de compostos aromáticos cianados), nitroredutase (conversão de explosivos, por exemplo 2,4,6-trinitrotolueno (TNT) e outros compostos) e fosfatização (transformação de pesticidas organofosforados) (HAWARI, 2000; SALES DA SILVA 2020; EKKA, 2023). Foi identificado que plantas *Cyperus alternifolius* degradam e removem etanolaminas de águas residuais (GHAMARY, 2021), enquanto a raiz-forte (*Armoracia rusticana*) pode degradar policlorados (IONESCU, 2009).

10 Fitofiltração

A fitofiltração refere-se a abordagem que explora a biomassa vegetal para remover contaminantes, principalmente metais pesados, de águas poluídas, efluentes e fluxos de resíduos aquosos com baixo nível de contaminantes (REZANIA, 2016, YADAV, 2011). A fitofiltração permite a remoção de poluentes orgânicos e inorgânicos da água usando raízes de plantas (rizofiltração), mudas (blastofiltração) ou brotos de plantas (caulefiltração) (WORAHARN, 2021; DUSHENKOV, 1995).

A fitofiltração utiliza plantas aquáticas, flutuantes, submersas ou emergentes, para remover poluentes da solução, principalmente através do seu sistema radicular, embora em alguns casos as folhas também estejam envolvidas diretamente no processo de remoção como *Salvinia sp.*, *Azolla sp.* e outras (REZANIA, 2016; DUSHENKOV, 1995; WORAHARN, 2021). Segundo Piechalak, (2002) em experimento em hidroponia classificou *Phaseolus vulgaris* com potencial para rizofiltração de íons de chumbo. A planta aquática (*Salvinia natans L.*) demonstrou eficácia para fitorretenção ou rizofiltração de mercúrio no sistema radicular (SITARSKA, 2023).

A produção de biomassa aérea e radicular, capacidade de acumular e tolerar substâncias tóxicas, ter fácil manejo, crescer em condições

desfavoráveis são algumas das características essenciais das plantas para fitofiltração (REZANIA, 2016; DUSHENKOV, 1995). Plantas macrófitas, aquáticas, ganharam atenção por apresentarem eficiência para rizofiltração de vários poluentes orgânicos e inorgânicos (DHIR et al. 2009). Na rizofiltração, plantas terrestres e aquáticas de rápido crescimento podem ser usadas para a extração de Pb, Cd, Ni, Cu, Cr, V e radionuclídeos (urânio (U), céσιο (Cs) e estrôncio (Sr) (WORAHARN, 2021). Com base na natureza dos poluentes, o processo de rizofiltração pode ocorrer com processos de fitoextração, fitoestabilização ou fitovolatilização (WORAHARN, 2021; DUSHENKOV, 1995). A fitofiltração oferece uma solução econômica e ecológica para a purificação de águas residuais.

Quando a quantidade de metal tóxico for muito alto, pode exceder o nível de tolerância da planta, especialmente para espécies não hiperacumuladoras, resultando em sintomas tóxicos e redução da capacidade fotossintética e, conseqüentemente, menor rendimento de biomassa (REHMAN, 2022). No processo de fitorremediação a recomendação é a utilização de plantas nativas ou adaptadas a região, uma vez que as plantas introduzidas podem afetar a biodiversidade (VEJAN, 2016). A aplicação da técnica de fitorremediação necessita do conhecimento dos efeitos gerados por determinado metal pesado no processo de desenvolvimento de uma planta. Portanto, uma avaliação experimental sistemática das alterações induzidas por metais pesados na produção de biomassa das plantas deve ser compromisso da pesquisa.

11 Considerações sobre fitorremediação

A fitorremediação teve grandes avanços científicos nas últimas décadas. Usando plantas para tratar um local contaminado por metal pode ser econômico e socialmente aceito, por trazer vários benefícios ao ecossistema. A fitorremediação é uma técnica biotecnológica promissora, mas não isenta de desafios, principalmente com a possibilidade de elevação da temperatura e dos níveis de CO₂ na atmosfera nos próximos anos. Nesse sentido, existe a possibilidade de perda por incêndio das vegetações implantadas ou por outros

eventos climáticos adversos e a regeneração da flora demoraria muito tempo. É possível que a engenharia genética auxilie na resolução do problema.

O sucesso da fitorremediação depende de uma compreensão aprofundada das condições locais, das características das plantas e de um planejamento cuidadoso. Superar essas desvantagens requer pesquisa contínua e abordagens adaptativas para enfrentar as complexidades da remediação ambiental. O sucesso da fitorremediação depende da escolha de plantas que sejam naturalmente resistentes à toxicidade dos metais pesados e que possam acumulá-los eficientemente em suas partes abaixo e acima do solo. Plantas nativas que possuem quantidade de biomassa e naturalmente não fazem parte da dieta de seres vivos, deveriam receber mais atenção dos pesquisadores quanto suas capacidades de tolerância aos metais pesados.

Na fitorremediação, é recomendável o uso de plantas que sejam nativas da região ou que estejam adaptadas às condições locais. Isso ocorre porque as plantas introduzidas de outras regiões podem ter impactos negativos na biodiversidade local. O uso de espécies nativas ou adaptadas geneticamente ajuda a preservar a flora e fauna locais.

É importante realizar estudos e pesquisas que avaliem as características das plantas locais em relação à sua capacidade de tolerância e acumulação de metais pesados. Esses estudos podem orientar a seleção das espécies vegetais mais adequadas para a fitorremediação em uma determinada área contaminada. A colaboração entre cientistas, botânicos, agrônomos e ambientalistas locais pode ser valiosa para reunir o conhecimento necessário para o sucesso da fitorremediação em contextos específicos.

A contaminação ambiental por metais pesados pode prejudicar a agricultura de várias maneiras como descrito anteriormente. Esses metais podem ser absorvidos pelas plantas e afetar seu crescimento, desenvolvimento e qualidade. Além disso, plantas cultivadas em ambientes contaminados podem acumular metais pesados em suas partes comestíveis, tornando os alimentos inadequados para consumo humano e animal. A pesquisa científica

desempenha um papel crucial na compreensão dos efeitos dos metais pesados nas sementes, nas plantas e no ambiente.

Neste contexto, a fitorremediação de solos, ar e água é uma alternativa ecológica, paisagística, socialmente aceita podendo ser utilizada em solos contaminados por metais pesados. O conhecimento dos efeitos dos metais pesados nas primeiras fases de desenvolvimento da semente é fundamental para compreensão do impacto dos contaminantes no meio ambiente.

3 Capítulo II

Avaliação do desempenho de sementes de feijão carioquinha (*Phaseolus vulgaris* L.) submetidas a diferentes concentrações de metais pesados

Resumo

Devido a informações incipientes e a necessidade de estudos aprofundados sobre os efeitos da associação de minerais presentes nos depósitos explorados pelas mineradoras com excesso de metais que apresentam alta toxicidade, óxido de ferro (Fe_2O_3) e Chumbo (PbSO_4) com o crescimento e desenvolvimento de plantas, justifica o estudo sobre os prejuízos causados por acidentes como o rompimento de barragens, sobre possíveis alterações fisiológicas e estrutural em sementes e plântulas. O trabalho foi desenvolvido no Laboratório de Pesquisa em Sementes da Universidade Federal de Pelotas. Neste experimento foram utilizadas sementes de feijão carioquinha (*Phaseolus vulgaris* L) submetidas a diferentes concentrações de Fe_2O_3 (0,0; 5,0 e 10mgL^{-1}), PbSO_4 (0,0; 0,01 e $0,05\text{mgL}^{-1}$), com objetivo de avaliar a capacidade e o desempenho fisiológico de sementes de feijão na presença de metais pesados em diferentes concentrações. Observou-se diferentes respostas das sementes e plântulas conforme a dosagem quando comparado com o tratamento controle.

Palavras chave: poluentes, *Phaseolus vulgaris*, crescimento, metabolismo, fitorremediação.

Abstract

Incipient information created the need for further studies on the effects of the association of minerals present in the deposits exploited by the metal miners with high toxicity, iron oxide (Fe_2O_3) and lead (PbSO_4), justify the study on the damage. caused by accidents such as the breaking of dams on possible physiological and structural changes in seeds and seedlings. The work was developed at the Seed Research Laboratory of the Federal University of Pelotas. Carioquinha bean seeds (*Phaseolus vulgaris*) submitted to different concentrations of Fe_2O_3 (0.0, 5.0 and 10mgL^{-1}), PbSO_4 (0.0; 0.01 and 0.05mgL^{-1}) were used in this experiment. , aiming to evaluate the capacity and

physiological performance of bean seeds in the presence of heavy metals in different applied concentrations that will allow to determine the tolerance limit of the plants to the contaminants.

Keywords: pollutants, *Phaseolus vulgaris* L., growth, metabolism, phytoremediation;

1 introdução

O feijão (*Phaseolus vulgaris* L.) é umas das principais espécies cultivadas com interesse econômico e social. Os grãos apresentam proteínas, carboidratos, vitaminas, minerais e elevado teor de fibra alimentar (LONDERO et al., 2008).

A produção nacional de feijão é estimada em 3,0 milhões de toneladas (CONAB, 2023), mesmo registrando menor área semeada. Devido a atividade antrópica, a degradação dos ecossistemas que ocorre há diversos anos, como por exemplo, a contaminação do solo e da água por metais pesados, que representa um grande problema ambiental, levando a consideráveis perdas na produtividade de diversas culturas agrícolas, devido a alteração processos bioquímicos, moleculares e estruturais nas plantas (SANTOS 2005)

O termo metal pesado é empregado a um grupo heterogêneo de elementos químicos com número atômico maior que 23 e massa específica acima de 3,5 g/cm³ (SEREGIN & IVANOV, 2001; DUFFUS et al., 2002) como Cadmio (Cd), chumbo (Pb) e ferro (Fe), os quais podem ser componentes de resíduos de processos industriais, agrícolas e urbanos, como o extrativismo minerais (MACHADO et al., 2002).

As plantas usam substâncias inorgânicas do solo principalmente para nutrição. Vários metais e metalóides são essenciais para processos bioquímicos e celulares, como Zn, Cu, Fe, Mg e Mn, que são absorvidos em diferentes proporções. Embora o ferro (Fe) seja um micronutriente essencial, quando em excesso poderá ser fitotóxico afetando na produtividade das plantas dependendo da idade e do estado nutricional desta (DOBERMANN & FAIRHURST, 2000).

A principal causa do efeito dos metais no meio ambiente, é que estes são altamente reativos e bioacumuláveis, ou seja, os organismos são incapazes de eliminá-los quimicamente (ALEXANDRE JR, 2012), ficando retidos no ecossistema. No entanto, de acordo com (NAGAJYOTI, 2010), metais pesados só tem potencial de fitotoxicidade quando estão presentes em formas disponíveis e em níveis excessivos.

Em caso de fitotoxidez por estes minerais, ocorrem alterações morfológicas, fisiológicas e bioquímicas, que afetam o crescimento, desenvolvimento e conseqüentemente a produtividade das plantas cultivadas. Em casos de toxidez por chumbo poderá ocorrer redução na germinação, no comprimento de parte aérea e raiz de plântulas (PEREIRA et al, 2013; HASHEM 2019).

Desta forma, quando esses metais estão acumulados em áreas agrícolas, tornam-se um obstáculo a ser enfrentado no que se refere ao aperfeiçoamento dos sistemas produtivos, em vista de que afeta processos fisiológicos e bioquímicos. Portanto, torna-se necessário o estudo dos efeitos ocasionados em regiões atingidas por rejeitos de mineração, sobre possíveis alterações fisiológicas e anatômicas em sementes e plantas. Os efeitos destes contaminantes sobre a qualidade da semente e crescimento das plantas, geralmente, são traduzidos pelo decréscimo na percentagem de germinação, aumento de plântulas anormais e redução do vigor (TOLEDO et al., 2009).

Diante do exposto, este trabalho objetivou avaliar o efeito de diferentes concentrações de óxidos de ferro (Fe_2O_3) e sulfato de chumbo (PbSO_4) no desempenho fisiológico de sementes de feijão carioquinha.

2 Materiais e métodos

O experimento foi conduzido no laboratório didático no departamento de fisiologia vegetal no campus Capão do Leão/UFPel, as sementes de feijão carioquinha (*Phaseolus vulgaris* L.) desinfetadas em solução de hipoclorito de sódio a 3% durante 15 minutos.

Posteriormente foram lavadas e embebidas na solução com óxido de ferro nas seguintes concentrações de 5 mg. L⁻¹ e 10 mg.L⁻¹, e na solução com sulfato chumbo a 0,01mg.L⁻¹ e 0,05 mg L⁻¹, e em água.

Para obtenção dos resultados, foram avaliados os seguintes parâmetros:

Peso de mil sementes : Foram utilizadas oito subamostras de 100 sementes das sementes em estudo , obtidas por meio de contador mecânico, pesadas e calculada o peso de mil sementes (BRASIL, 2009).

Teor de água :Foi realizado através do método estufa a 105°C, 24 horas, as 4 repetições de 50 sementes foram colocadas em uma estufa com temperatura de 105°C por 24 horas. Passado o tempo determinado, as amostras foram retiradas da estufa e levadas ao dessecador com sílica-gel ativada por 10 minutos e então foram pesadas novamente para obtenção do peso seco (BRASIL, 2009).

Teste de germinação (G): realizado em três amostras de quatro subamostras de 50 sementes, totalizando 12 unidades experimentais por tratamento, dispostas para germinar em rolos formados por três folhas de papel (germitest®), umedecidas com diferentes concentrações de sulfato de chumbo, óxido de ferro e água destilada na quantidade 2,5 vezes o peso do papel seco. Os rolos foram transferidos para câmara de germinação tipo BOD a 20 °C com fotoperíodo de 12h. As avaliações foram efetuadas aos 8 dias após a semeadura e os resultados expressos em porcentagem de plântulas normais, conforme as Regras de Análise para Sementes (BRASIL, 2009). Para avaliar a tolerância das sementes de feijão carioquinha (*Phaseolus vulgaris* L.) a metais pesados, as mesmas foram imersas por uma hora nas concentrações e água destilada como controle. Em seguida as sementes foram lavadas com água destilada e submetidas ao teste.

Primeira contagem de germinação: conduzida conjuntamente com o teste de germinação, aos cinco dias após a semeadura, (BRASIL, 2009). Os resultados foram expressos e porcentagem de plântulas normais.

Comprimento parte aérea (cm): Foi determinado na primeira contagem do teste de germinação, o qual foi medido a parte aérea em 10 plântulas tomadas ao acaso, com auxílio de uma régua graduada (cm) (NAKAGAWA, 1999).

Comprimento da raiz (cm): Foi determinado na primeira contagem do teste de germinação, o qual a raiz foi medida em 10 plântulas tomadas ao acaso, com auxílio de uma régua graduada (cm) (NAKAGAWA, 1999).

Comprimento da raiz total (cm): Foi determinado na primeira contagem do teste de germinação, o qual foram medidas 10 plântulas (parte aérea e raiz) tomadas ao acaso, com auxílio de uma régua graduada (cm) (NAKAGAWA, 1999).

Massa da matéria fresca da parte aérea e raiz: O valor obtido pela soma de cada repetição foi dividido pelo número de plântulas utilizadas e os resultados foram expressos em foram obtidas através da pesagem de toda parte aérea e radicular da planta realizada em balança de pg. plântula⁻¹.

Massa da matéria seca de parte aérea e raiz: foi determinada em quatro repetições de dez plântulas após 8 dias, e mantida em sacos de papel, em estufa à 60°C, até a obtenção de massa constante, pesada em balança de precisão (0,001 g). O valor obtido pela soma de cada repetição foi dividido pelo número de plântulas utilizadas e os resultados foram expressos em mg. plântula⁻¹.

Condutividade elétrica (CE): A condutividade elétrica da água de embebição foi medida usando um condutímetro (Schott LF613T), com temperatura na estufa incubadora BOD de 25°C em períodos de 3, 6 e 9 horas embebidas em 50 mL de água destilada. Para a obtenção do valor da condutividade elétrica da solução contendo as sementes foi subtraído o valor da condutividade lida no condutímetro do valor da leitura da água, dividindo-se o valor obtido pela massa das 25 sementes, sendo os resultados expressos em $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}\cdot\text{g}^{-1}$ de sementes (KRZYZANOWSKI, 1991).

Atividade respiratória (AR): A liberação de CO₂ pelas sementes foi medida pelo aparelho de Pettenkofer, foi realizada de acordo com metodologia descrita por Moraes et al., (2012), o qual é constituído por dois frascos

lavadores de gases contendo hidróxido de sódio (NaOH) a 25%, que tem por finalidade reter o CO₂ do ar ambiente; um frasco para armazenamento das sementes em estudo isento de CO₂ do ar ambiente e um frasco contendo hidróxido de bário Ba(OH)₂, o qual reage com o CO₂ proveniente da atividade respiratória das sementes, resultando em um precipitado branco, o carbonato de bário (BaCO₃).

Os frascos são interligados por uma mangueira de silicone que está acoplada a uma trompa aspiradora de ar. O fluxo de ar é regulado por uma torneira, permitindo a regulação de sua velocidade por meio da observação de bolhas formadas nos frascos. As sementes dos diferentes lotes (200 gramas), inicialmente foram embebidas em água por 60 minutos e em seguida foram colocadas no frasco de armazenamento do aparelho de Pettenkofer, onde permaneceram por mais 60 minutos, tempo para que o Ba(OH)₂ reagisse com o CO₂ proveniente da atividade respiratória das sementes, o que resultou em um precipitado branco (BaCO₃).

Após o período de permanência no aparelho foram coletadas três alíquotas de 10mL da solução de BaCO₃ em erlenmeyer onde cada uma, após receber duas gotas do reagente de cor fenolftaleína, foi submetida à titulação com ácido clorídrico (HCl) 0,1N em bureta de 50ml. No ponto de viragem, foi registrado o volume de HCl gasto em cada alíquota. Esse volume, que está diretamente relacionado com a intensidade de CO₂ fixado pela solução de Ba(OH)₂, é utilizado no cálculo da atividade respiratória das sementes, sendo o CO₂ fixado proveniente do processo de respiração. No entanto, deve ser ressaltado que a quantidade calculada se refere ao conteúdo de CO₂ presente na alíquota titulada.

O cálculo da atividade respiratória foi realizado com base na seguinte equação: $N \times D \times 22$ (MÜLLER, 1964), onde: N = normalidade do ácido usado (HCl 0,1N); D = diferença entre o volume de HCl gasto na Titulação da Prova em Branco e o volume de HCl gasto na Titulação da Amostra; 22 = normalidade do CO₂. Os resultados foram expressos em quantidade de dióxido de carbono liberado por grama de semente, por hora ($\mu\text{g CO}_2 \text{ g semente}^{-1} \text{ h}^{-1}$).

Os dados foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e, quando comprovada a significância do efeito dos tratamentos pelo teste F ($p \leq 0,05$), as médias obtidas dos tratamentos foram comparadas pelo teste de Tukey ($p \leq 0,05$). Os dados da característica porcentagem de germinação foram transformados segundo RAIZ ($Y + 1$). Para organização do banco de dados e confecção dos testes e gráficos foi utilizado o software R versão 4.1.0. para todos os testes, o nível de significância foi de 5%.

3 Resultados e discussões

Inicialmente foi avaliada a qualidade fisiológica das sementes de feijão carioquinha (*Phaseolus vulgaris* L.) , sendo que, o teor de umidade foi 13,1% e o peso de mil sementes foi 251g.

No teste de germinação (Figura 1A), houve diferença significativa, onde as sementes expostas ao PbSO-4 na concentração $0,05 \text{ mg L}^{-1}$, apresentaram uma menor germinação quando comparadas aos demais tratamentos.

Para o teste de primeira contagem da germinação (Tabela 1B), a mesma tendência foi observada, visto que PbSO-4 na concentração de $0,05 \text{ mg L}^{-1}$, apresentou resultados inferiores aos demais tratamentos. De acordo com Marcos Filho (2015), este teste pode fornecer uma estimativa do vigor de sementes, em vista de que é capaz de detectar diferenças significativas na qualidade fisiológica de lotes com germinação semelhante, complementando as informações oferecidas pelo teste de germinação.

Os efeitos fitotóxicos do chumbo Pb (NO_3)₂ na alface, reduzem a germinação e o crescimento inicial da raiz, afetando divisões celulares da zona meristemática em dose de que variaram até e $5,0 \text{ mM}$ (PEREIRA et al., 2013; LOURENÇO et al., 2020). As sementes e plântulas de *S. terebinthifolius* foram submetidas as diferentes dosagens de chumbo e a partir de $0,2 \text{ mM}$, foi observada efeitos fitotóxicos com redução de germinação e consequências no desenvolvimento vegetativo. Dosagens que variaram de 100 e $1000 \mu\text{M}$ de chumbo Pb(NO_3)₂ foram usadas por Hashem (2019) encontrando efeitos fitóxicos que reduziram a germinação e o alogamento das raízes em feijão.

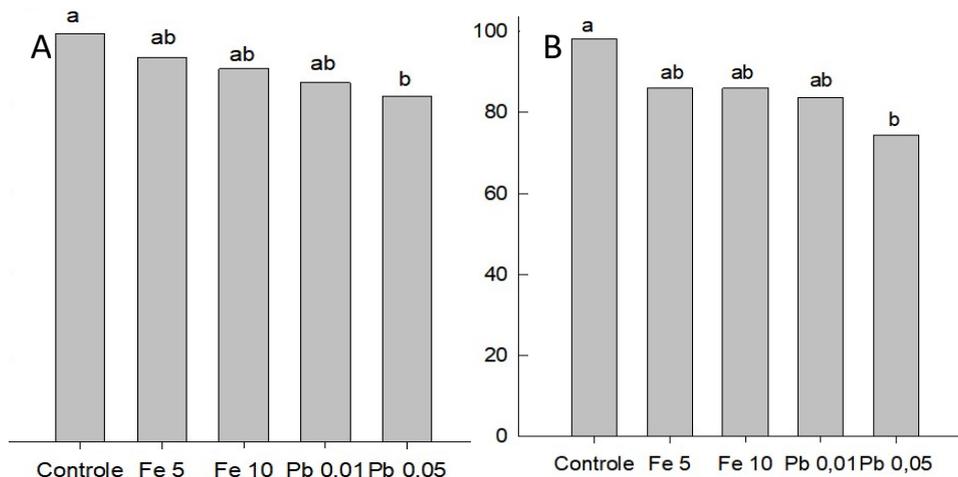


Figura 1(1A e 1 B) Germinação (1A) e primeira contagem da germinação (1B) de sementes de feijão cariquinho expostas a diferentes concentrações de óxido de ferro e sulfato de chumbo. Pelotas, 2023

Em relação ao comprimento da parte aérea (Figura 2A) não houve diferença significativa entre os tratamentos. No entanto, para o comprimento de raiz (Figura 2B), a exposição de sementes ao chumbo, ocasionou plântulas com menor comprimento do sistema radicular, sendo que para o comprimento total de plântulas (Figura 2C), a mesma tendência foi observada.

De acordo com Batista et al. (2013), o chumbo pode ocasionar redução no crescimento de raízes, o que consequentemente poderá acarretar em uma menor absorção de água e nutrientes, reduzindo o potencial produtivo das plantas. Resultados semelhantes foram encontrados por Piechalak et al. (2008), Geebelen et al. (2002) e Silva-Gigante et al. (2023), que analisando diferentes dosagens de chumbo em sementes de feijão, observaram uma redução significativa no comprimento da raiz e redução da massa fresca prejudicando o desenvolvimento da planta.

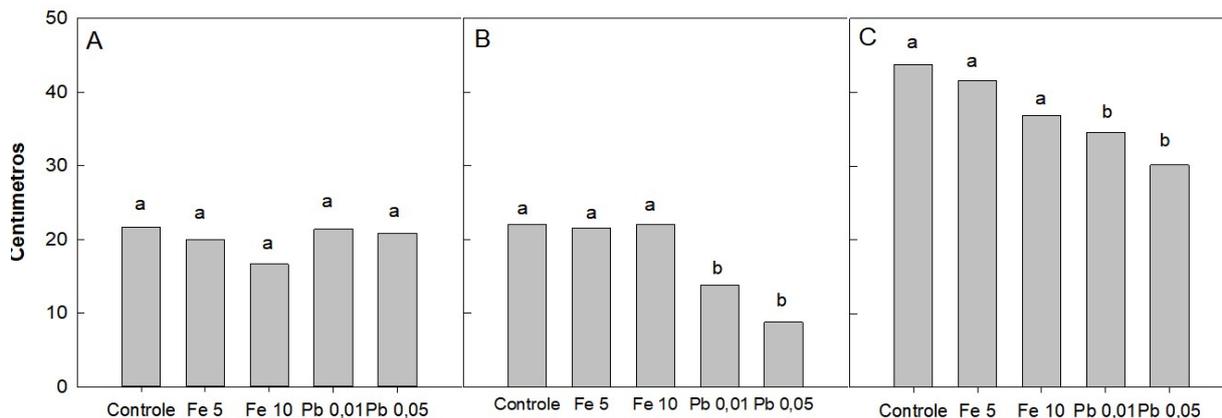


Figura 2 (A, B e C). Comprimento da parte aérea (A), raiz (B) e total (C) de plântulas oriundas de sementes expostas a diferentes concentrações de óxido de ferro e sulfato de chumbo. Pelotas, 2023

Para as variáveis de massa fresca e massa seca de plântulas, houve diferença significativa entre os tratamentos. A massa seca da parte aérea foi afetada apenas quando as sementes foram expostas ao que PbSO_4 na concentração de $0,01 \text{ mg L}^{-1}$, em vista de que quando comparado ao tratamento controle, houve uma redução desta variável. No entanto, não houve diferença significativa para a variável de massa seca da parte aérea.

A avaliação do acúmulo de matéria seca é importante parâmetro fisiológico sinalizador sobre efeitos negativos do estresse (STOEVA, 2008; ALDOBIE, 2013), conforme observado em outras espécies (HADI, 2015).

Em relação ao acúmulo de biomassa nas raízes, foi observado que o PbSO_4 na concentração de $0,01 \text{ mg.L}^{-1}$ afetou a massa fresca das raízes, enquanto que a massa seca foi reduzida nas duas concentrações de PbSO_4 com diferenças significativas ao nível de 5%. Segundo Paiva (2000), em estudos com diferentes concentrações de acetato de chumbo em *Cedrela fissilis*, observou que este elemento causou redução do acúmulo de biomassa.

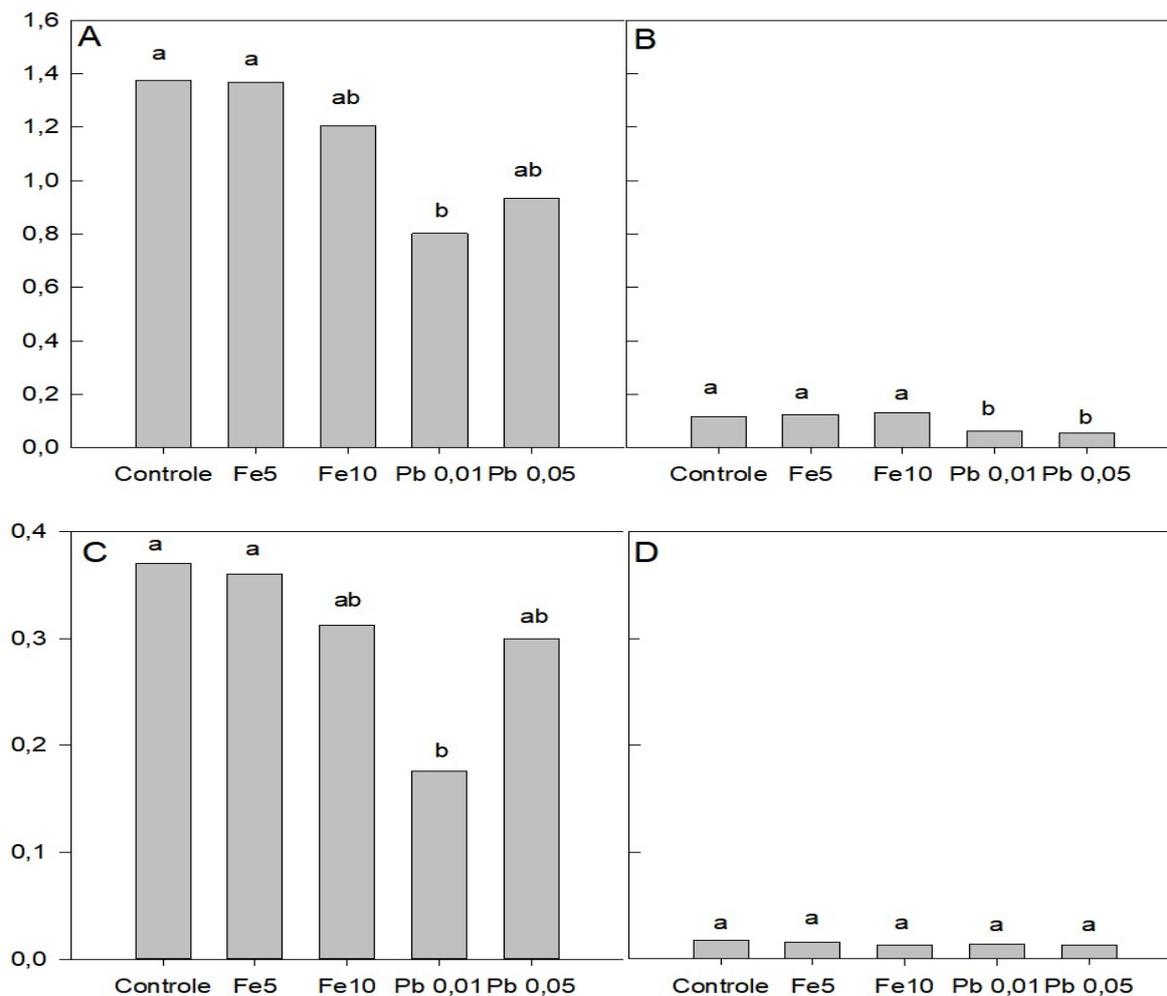


Figura 3. Massa fresca da parte aérea (A), raiz (B), e massa seca de parte aérea (C) e raiz (D), de plântulas de feijão expostas a diferentes concentrações de óxido de ferro e sulfato de chumbo em diferentes concentrações. Pelotas, 2023

Para o teste de condutividade elétrica, quando as sementes ficaram embebidas por um período de 3 horas (Figura 4A), a condutividade elétrica foi menor no tratamento controle, quando comparado com os tratamentos com presença de metais pesados. Além disso, o tratamento com óxido de ferro na concentração de 5 mg L^{-1} , apresentou menor condutividade quando comparados com os demais tratamentos com metais pesados, indicando um menor dano causado nas membranas das sementes, em vista que o teste de condutividade elétrica avalia indiretamente a intensidade dos danos causados às membranas celulares resultantes do processo de deterioração da semente (VIEIRA et al., 2009)

Quando as sementes foram embebidas por 6 (Figura 4B) e 9 (Figura 4C) horas o tratamento controle apresentou uma maior condutividade elétrica que os tratamentos com óxido de ferro, independente da concentração, e do sulfato de chumbo na concentração de 0,01 mg L⁻¹ possivelmente devido ao início do processo de embebição de sementes. Além disso, para embebição durante 9 horas, apenas a concentração de 10 mg.L⁻¹ de óxido ferro reduziu a condutividade elétrica das sementes.

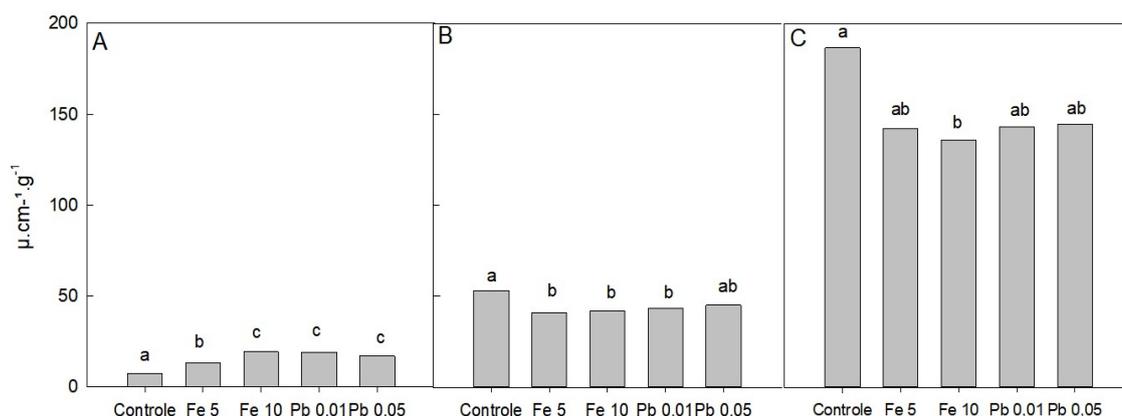


Figura 4. Condutividade elétrica de sementes de feijão carioquinha expostas a diferentes concentrações de óxido de ferro e sulfato de chumbo embebidas durante 3 (A), 6 (B) e 9 (C) horas. Pelotas, 2023

Para a análise de atividade respiratória (micrograma de CO₂ . g semente⁻¹.h⁻¹) das sementes (Figura 5) os resultados foram submetidos a análise estatística. Não houve diferença significativa entre os tratamentos, na metodologia Pattenkofer. Entretanto, os resultados obtidos por Mendes et al. (2009) e Aumonde et al. (2012) ao identificarem que, a maior taxa de respiração em sementes de soja, foi considerada indicativo de maior vigor das sementes. Ao avaliar a atividade respiratória em lotes de sementes de soja, feijão e milho, foi verificado que esta técnica foi eficiente e permitiu separar os lotes quanto ao vigor (MARTINS et al., 2014).

A respiração das sementes secas é muito baixa, porém, caso sejam hidratadas por tempo adequado, a intensidade de respiração aumenta rapidamente, sendo a absorção de água o primeiro passo para germinação (MORAES, 2012). A estrutura da semente possui barreiras naturais à entrada de alguns elementos, como o chumbo. Segundo Lane & Martin, 1977, a penetração

de chumbo na semente ocorre com maior intensidade após a protusão radicular, quando ocorre o rompimento dos tecidos.

No entanto, no experimento, analisando os dados, pode-se observar uma atividade respiratória semelhante entre todos tratamentos, indicando que o óxido de ferro e o sulfato de chumbo não afetaram a respiração das sementes pelo método analisado. Algumas situações devem ser levantadas como quanto à provável necessidade de se realizar adaptações no método, adequando-o às sementes de cada espécie, seja por ajustes na quantidade de sementes utilizadas ou no tempo de incubação das mesmas.

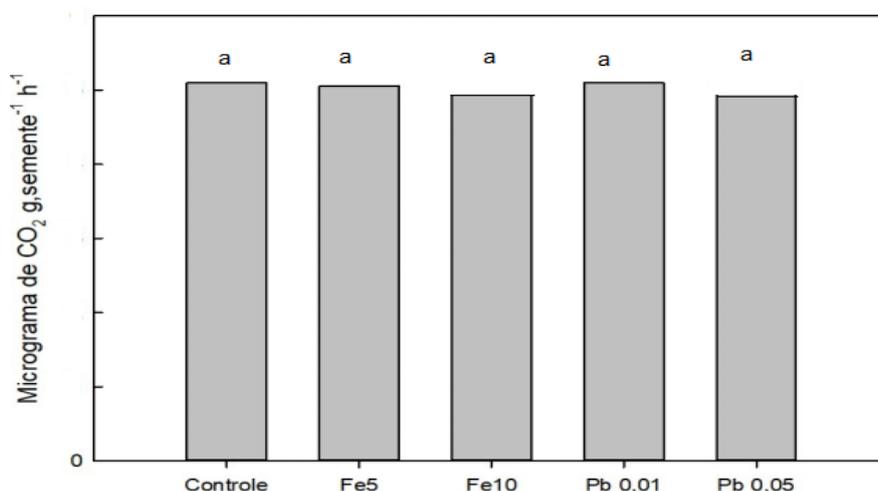


Figura 5. Atividade respiratória de sementes de feijão carioquinha expostas a diferentes concentrações de óxidos de ferro e sulfato de chumbo. Pelotas, 2023

4 Conclusões

A presença de metais pesados em diferentes concentrações influenciaram diretamente no desempenho fisiológico do feijão carioquinha (*Phaseolus vulgaris* L.). Observou-se diferentes respostas das sementes e plântulas conforme a dosagem quando comparado com o tratamento controle.

O sulfato de chumbo afeta o crescimento de raízes, o comprimento total de plântulas, assim como reduz a massa seca da parte aérea e a massa fresca

de raízes e em concentração mais alta, reduz a porcentagem de germinação das sementes.

O óxido de ferro em maiores concentrações pode reduzir a condutividade elétrica das sementes. Os resultados apresentados evidenciam a importância em aprofundar pesquisas relacionadas com a influência dos metais pesados em plantas cultivadas.

4 Capítulo III

As alterações climáticas e o seu impacto na vida: Uma análise

1 Introdução

Ao longo dos anos, a terra vem sofrendo modificações e dentre essas, estão os parâmetros climáticos. Contudo, essas mudanças podem ser de modo natural, como por exemplo, através de atividades vulcânicas e de variações no ciclo solar. Entretanto, nos últimos anos, as atividades antrópicas têm sido o principal fator que impulsiona as mudanças climáticas, provocando consequências no ecossistema e na saúde (BISWAS et al., 2015).

Desde tempos remotos, é notório que o ambiente passa por mudanças naturais ao longo dos anos. Porém, tudo começa a mudar por volta do século XVIII e XIX com a Revolução Industrial, a qual ocasionou um rápido processo de industrialização e de urbanização. O desenvolvimento econômico foi impulsionado pela exploração irracional dos recursos naturais. Essas atividades emitem grande quantidade de poluentes e de CO₂ (Dióxido de Carbono) prejudiciais à vida (SAEED, 2023; IPCC 2023).

O aumento da temperatura média global e as condições meteorológicas extremas e imprevisíveis são os principais indicadores das mudanças climáticas. Essas transformações estão se tornando cada vez mais urgentes em âmbito mundial. O relatório mais recente do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC 2023) revelou que; as mudanças climáticas causadas pela atividade humana estão se intensificando em todas as regiões do planeta, ocorrendo em uma escala sem precedentes nos últimos 200 anos. Nesta revisão, abordaremos de forma sucinta os principais impulsionadores das mudanças climáticas, seu impacto no bem-estar humano e na biodiversidade, e as medidas de mitigação que estão sendo implementadas globalmente.

No entanto, com as atuais emissões, o mundo está caminhando para um aquecimento de 3-4°C até o final do século. O aumento das temperaturas é geralmente combinado com uma maior intensidade solar. Essa preocupação foi discutida em detalhes na COP 26, realizada em Glasgow em novembro de 2021,

na qual muitos países se comprometeram a alcançar emissões líquidas de carbono zero até 2050 e acabar com o desmatamento, requisitos essenciais para alcançar a meta de 1,5°C. No entanto, mesmo com a implementação desses compromissos, espera-se um aumento de cerca de 2,4°C na temperatura média global. Portanto, são necessárias medidas adicionais urgentes para atingir o objetivo de limitar o aumento da temperatura a 1,5°C e garantir a sustentabilidade da biodiversidade e a vida no planeta (COP 21; SAEED, 2023; IPCC 2023).

2 Impulsionadores das alterações climáticas

As atividades humanas têm sido responsáveis pelo aumento constante da emissão de gases, efeito estufa (GEE), o que tem sido o principal fator das alterações climáticas. Os principais gases responsáveis por esse efeito são o dióxido de carbono, o metano e o óxido nitroso. O processo de industrialização resulta na emissão de carbono durante a extração e consumo dos combustíveis e, ainda gera resíduos de alta toxicidade para o ambiente (SAEED, 2023). O setor industrial é responsável por 35% das emissões de CO₂, agricultura 20%, urbanização 18%, queima de fuel oil 8% e esgostos 3% (DAVIS, et al. 2010; JONES, 2023; IPCC 2023).

O aumento da temperatura também favorece o aquecimento dos oceanos, que desempenham um papel fundamental no ciclo global do carbono. Os oceanos conseguem remover cerca de 25% do dióxido de carbono emitido pelas atividades humanas entretanto, esse gás dissolvido acidifica a água do mar, reduzindo sua capacidade de sumidouro de carbono. Já o óxido nitroso é liberado para a atmosfera principalmente pela atividade de micróbios presentes em matéria orgânica de solos não cultivados e águas residuais. No entanto, a agricultura também é uma fonte significativa desse gás, devido à aplicação de fertilizantes nitrogenados em excesso. Esses fertilizantes aumentam a disponibilidade de nitrogênio no solo, o que leva à liberação de óxido nitroso por microorganismos durante os processos de nitrificação e desnitrificação (GANDOUR, 2021).

Além disso, o descongelamento das permafrost (geleiras permanentes) nas regiões árticas, devido ao aquecimento global, também contribui para o aumento das emissões de dióxido de carbono e metano. O permafrost contém grandes quantidades de carbono orgânico que não pôde ser decomposto ou apodrecido devido ao congelamento, o descongelamento facilita a decomposição desse material pelos microrganismos, liberando mais gases com efeito estufa para a atmosfera. Atualmente, os níveis de CO₂ na atmosfera são os mais altos em pelo menos 2 milhões de anos, e os níveis de metano e óxido nitroso são os mais altos em pelo menos 800.000 anos. Isso evidencia a urgência em reduzir as emissões de gases com efeito estufa e combater as mudanças climáticas (SAEED, 2023).

3 Desmatamento

O desmatamento é um problema que está aumentando ao longo dos anos. Inicialmente, a agricultura de subsistência era a principal causa, onde os agricultores cortavam árvores e revolviam o solo para cultivar culturas para consumo próprio e da comunidade local. No entanto, com a revolução industrial e a urbanização, o desmatamento começou a ser impulsionada por atividades industriais, urbanização e agricultura em grande escala (POTAPOV et. al. 2021). A Floresta Amazônica, a maior floresta tropical do mundo, também tem sido alvo de uma extensa degradação. Nos últimos 50 anos, cerca de 17% da floresta tropical amazônica foi destruída, com um aumento significativo nos últimos anos (GANDOUR, 2021).

Aproximadamente 33% dos países têm uma cobertura florestal considerada adequada, sendo que muitos estão abaixo desse valor. Por exemplo, a Índia tem apenas cerca de 24,5% de cobertura florestal. No Brasil, a área de floresta equivale a cerca de 58,59% do território total, com a maioria dessa área sendo floresta natural, apenas 2% são florestas plantadas. Estes números mostram a importância de abordar a desmatamento de forma eficaz, a fim de proteger ecossistemas preciosos e reduzir a emissão de CO₂ na atmosfera (SNIF, 2023).

4 Impactos das mudanças climáticas

As alterações climáticas têm um impacto significativo na biodiversidade, nos ecossistemas e no bem-estar humano por poluir o ar, água e o solo com metias pesados e outras substâncias. Analisando as projeções de longo prazo dos elevados níveis de gás carbônico na atmosfera, por modelagem matemática, é previsto alterações climáticas impactantes (IPCC, 2023). Estudos comparativos entre os modelos climáticos e as observações reais da temperatura média global da superfície, confirmaram a precisão dos modelos na previsão do aquecimento global. Isso indica que os modelos são confiáveis para prever com precisão os impactos das alterações climáticas nas próximas décadas e suas consequências na biodiversidade e na vida das pessoas. Essas projeções fornecem informações valiosas para entendermos os riscos e os desafios que enfrentaremos devido às alterações climáticas (HAUSFATHER et. al. 2019).

Os estresses abióticos, frio, calor, salinidade, chuvas, seca e metais pesados afetam diretamente o rendimento e a qualidade das plantas. É essencial considerar a combinação de mais de um tipo de estresse ao desenvolver estratégias de mitigação promovidas pelas alterações climáticas para proteger a biodiversidade e o bem-estar das pessoas (BULGARI et al. 2019).

5 Padrão climático e desastres naturais

Nos últimos anos, temos observado mudanças significativas no clima e um aumento na ocorrência de desastres naturais. Segundo Getirana et al. (2021), um exemplo disso é a seca severa que atingiu a região centro-sul do Brasil em 2021, resultando em reservatórios com menos de 20% de capacidade, impactando a agricultura e a geração de energia. Em contrapartida, em 2023, a região sul do Brasil enfrenta sérias enchentes, enquanto a região norte passa por um período de seca sem precedentes (INPE, 2023).

Anteriormente, era possível prever com razoável certeza o padrão climático anual, incluindo o início e o fim das chuvas de monções. Isso permitia que os

agricultores planejassem seus períodos de semeadura de acordo com o clima. No entanto, atualmente, o padrão climático está mudando quase todos os anos, causando grandes perdas para os agricultores. Além disso, a quantidade e a localização das chuvas fortes e escassas já não podem ser previstas com certeza. Áreas que costumavam ter chuvas escassas estão recebendo chuvas intensas, enquanto regiões tradicionalmente chuvosas estão enfrentando uma diminuição nas precipitações (BLOEM et al., 2022).

Ainda de acordo com Bloem et al. (2022) o aquecimento global está contribuindo para o aumento da seca nas florestas, o que aumenta o risco de incêndios florestais. Esses incêndios têm se tornado cada vez mais comuns em países como os Estados Unidos, a Europa e a Austrália, e também estão ocorrendo com mais frequência na Índia e no Brasil. Estima-se que, anualmente, quatro milhões de quilômetros quadrados de terra sejam afetados pelos incêndios florestais, liberando grandes quantidades de dióxido de carbono, monóxido de carbono e partículas finas na atmosfera, o que causa poluição do ar e problemas de saúde.

Essas ocorrências têm sérias consequências para a vida selvagem, com mais de um bilhão de animais nativos mortos durante os incêndios na Austrália em 2020. O acréscimo de incêndios florestais é uma consequência direta das alterações climáticas. Em torno de 750°C, afeta a matéria orgânica do solo, microrganismos, metais, agregação e tamanho de partículas. Nesse processo as características dos solos são alteradas pela interferência do calor. Além do mais, determinadas espécies e ecossistemas podem jamais conseguir se recuperar por completo desses eventos. É fundamental adotar medidas para mitigar esses efeitos e buscar soluções sustentáveis para enfrentar as mudanças climáticas e minimizar os desastres naturais (BLOEM et al., 2022).

6 Efeitos das mudanças globais no comportamento dos contaminantes

As mudanças climáticas podem influenciar a localização dos contaminantes, assim poluindo regiões distantes da origem do lançamento (MACO, 2018; BISWAS et al., 2018).

A matéria orgânica afeta tanto a retenção quanto a biodisponibilidade de alguns metais pesados, portanto sua decomposição, devido ao provável aumento da temperatura, resultará em maior absorção pelas plantas. Embora esse aumento possa ser visto como uma vantagem em técnicas de remediação como a fitoextração, esse fato pode causar o processo de biomagnificação de contaminantes na teia alimentar (RAJKUMAR, 2013).

O incêndio florestal e das pastagens podem destruir a matéria orgânica superficial e afetar o comportamento dos metais no solo e outros resíduos tóxicos (NOYES et. al., 2021). O incêndio pode aumentar a mobilidade de metais pesados favorecendo o processo de lixiviação (TERZANO et al., 2021), o que potencializa a contaminação ambiental (MARQUES et al., 2016).

As plantas transgênicas representam um avanço no desenvolvimento da fitorremediação, pois através de sua resistência ao estresse induzido, podem enfrentar as mudanças impostas pelas condições ambientais (BHANSE et al., 2021). Pesquisas estão sendo realizadas para criar hiperacumuladores de metais através da manipulação molecular, alterando um gene específico em condições de estresse de alta temperatura. Ao analisar as plantas é importante considerar não apenas os efeitos individuais dos estressores climáticos, mas o somatório de situações advindas das mudanças climáticas (FRANCHI et al., 2019; SARMA et al., 2019).

Devido ao aumento de CO₂, foi observado um efeito positivo no crescimento das plantas e na assimilação de carbono. Isso indica que a fitorremediação em larga escala poderia ser uma excelente estratégia para reduzir as emissões de CO₂ atmosférico. Um estudo realizado por Luo et al. (2019) avaliou o efeito de diferentes concentrações de CO₂ na eficiência de fitorremediação da planta *Noccaea caerulescens*. Os resultados mostraram que o tratamento com elevado nível de CO₂ aumentou a eficiência da

fitorremediação, com maior rendimento de biomassa, acúmulo de metais e redução do dano oxidativo (DIER et al 2019; HÖGY et al 2010).

No entanto, é importante considerar os efeitos secundários e sinérgicos, como o aumento das temperaturas devido ao aumento do CO₂ e de outros gases de efeito estufa (LI et al., 2012). Estudos têm investigado os efeitos das altas temperaturas nas plantas e na absorção de metais pesados, mas os resultados são contraditórios devido a outros fatores ambientais (ÖNCEL, 2000). Além disso, é necessário considerar as condições específicas do local e desenvolver novas tecnologias que possam mitigar as condições climáticas extremas. As rizobactérias promotoras de crescimento de plantas são amplamente utilizadas para aumentar a eficiência da fitorremediação, assim como as plantas transgênicas podem ser desenvolvidas para aumentar a resistência ao estresse induzido pelas mudanças climáticas. No entanto, é importante considerar os riscos e os efeitos das mudanças climáticas nas condições fitotecnológicas *in situ*. Até o momento, poucos estudos foram realizados nesse sentido (LI et al., 2012).

7 Elevação do nível do mar

As mudanças climáticas estão causando o aumento do nível médio do mar de duas maneiras distintas. Por um lado, o derretimento das geleiras e outro pela expansão térmica da água pelo acúmulo de calor. A queima incompleta de combustíveis fósseis, biocombustíveis e biomassa geram micro partículas de carbono, menor que 0,0025 mm, classificadas como carbono negro. Essas partículas são mais eficientes na absorção do calor e elevação de temperatura. Os oceanos mais escuros, poluídos, absorvem mais luz solar, aumentando a temperatura (NAYDENOVA et al., 2020).

Desde o ano de 1900, verifica-se que o aumento do nível médio global do mar tem se apresentado de forma mais acelerada em comparação com séculos anteriores, abrangendo um período de pelo menos 3.000 anos (FREDERIKSE et al., 2020). Entre os anos de 2006 a 2016, a taxa de crescimento do nível do mar foi 2,5 vezes mais rápida em relação à maior parte do século XX (NICHOLLS

et al., 2021). O derretimento de Thwaites, Antártica Ocidental, poderá eventualmente levar à perda de todo o manto de gelo que bloqueia 3,3 m de aumento global o nível do mar (VOOSEN, 2021; MEDLEY, 2019).

A cidade de Jacarta, na Indonésia, é a cidade que afunda mais rápido no mundo; a cidade já afundou 2,5 m nos últimos 10 anos e, em 2050, a maior parte estará submersa. Na Europa também, cerca de três quartos de todas as cidades serão afectadas pela subida do nível do mar, especialmente nos Países Baixos, Espanha, Bélgica, Grécia e Itália. Toda a cidade de Veneza pode ficar submersa. No Brasil, Argentina, Uruguay e nos EUA, as grandes cidades são litorâneas e estariam vulneráveis a elevação do nível do oceano (SHIVANNA, 2022).

8 Condições de estresse ambiental e seus impactos nas plantas

As condições ambientais de estresse, como seca, calor, salinidade, frio ou infecção por patógenos, podem causar efeitos devastadores no crescimento e na produção das plantas em condições de campo. No entanto, é comum que os efeitos dessas tensões nas plantas sejam estudados em laboratório, sob condições de crescimento controladas. Segundo Mittler, R. (2006), o ambiente de campo difere significativamente das condições controladas dos laboratórios, pois muitas vezes envolve a exposição simultânea das plantas a mais de uma condição de estresse abiótico e/ou biótico. Por exemplo, as plantas podem ser submetidas a uma combinação de seca e calor, seca e frio, metais pesados, salinidade e calor, ou qualquer um dos principais estresses abióticos combinados com infecção por patógenos. Estudos recentes têm revelado que a resposta das plantas a combinações de duas ou mais condições de estresse são diferentes das condições laboratoriais (MITTLER, 2006; MITTLER & BLUMWALD, 2010). Além disso, a ocorrência simultânea de diferentes tensões sobre as plantas resultam em um elevado grau de complexidade nas respostas. Isso ocorre porque as respostas às tensões combinadas são amplamente controladas por vias de sinalização diferentes, e por vezes opostas, que podem interagir e inibir-se entre si (SUZUKI, 2014). De acordo com relatório recente, constata-se que somente 12 espécies vegetais e 5 espécies animais são

responsáveis por 75% da produção alimentar. Tal fato revela uma preocupante vulnerabilidade no sistema de abastecimento de alimentos em escala mundial (FAO, 2016).

Várias pesquisas indicaram que as alterações climáticas estão provocando perdas crescentes na produtividade das culturas (ZHU et al.2021). Os modelos matemáticos sobre a perda de rendimento global para o trigo, milho e arroz indicam reduções de 10 a 25% por grau Celsius de aquecimento (DEUTSCH et al.2018).

Pesquisadores Brás et al. (2021) relataram que as ondas de calor e a seca aceleraram as perdas de colheitas nos últimos 50 anos, de 2,2% (1964–1990) para 7,3% (1991–2015). A análise dos ensaios de campo de trigo, Califórnia de 1985 a 2019, durante os quais a concentração atmosférica global de CO₂ aumentou 19%, revelou que o rendimento diminuiu 13% (BLOOM & PLANT,2021). Além da redução do rendimento das colheitas, as alterações climáticas resultam no declínio do valor nutricional dos cereais (ZHU et al.2021; MYERS et al. 2014).

As alterações climáticas também aumentariam a prevalência de pragas de insetos, agravando a perda de rendimento das culturas. As variações climáticas também afetam a produtividade das culturas através do seu impacto sobre os polinizadores. Os insetos polinizadores contribuem para a produção agrícola. Cerca de 75% das principais culturas dependem dos polinizadores (RADER et al.2013). As alterações climáticas contribuem significativamente para o declínio da densidade e diversidade dos polinizadores (SHIVANNA et al., 2020). Sob temperaturas altas e baixas, as abelhas passam menos tempo em busca de alimento (HEINRICH, 1979), acrescentando restrições adicionais à eficiência da polinização das espécies cultivadas.

O terceiro Relatório de Avaliação do IPCC (Mudanças climáticas 2001–IPCC) concluiu que os países mais pobres, localizados nas regiões tropicais e subtropicais, seriam os mais atingidos com reduções nos rendimentos das culturas. Os aumentos da temperatura à diminuição da disponibilidade de água possibilitam o surgimento de novas de pragas e moléstias. A elevação da

temperatura dos oceanos e a acidificação da água afetam os ecossistemas marinhos. A perda de habitats de peixes está modificando a distribuição e a produtividade das espécies aquáticas, afetando assim a sustentabilidade das populações delas dependentes (SALVATTECI, 2022; GANDOUR, 2021; MANISALIDIS, 2020).

Em outro estudo, foi relatado que a fumaça dos incêndios florestais é mais prejudicial aos humanos do que as emissões dos automóveis (AGUILERA et al., 2021). A queima de palhada de cana-de-açúcar tem sido uma prática comum em alguns países, liberando grande quantidade de gases tóxicos como monóxido de carbono e metano, causando sérios danos ao meio ambiente e à saúde (ABDURRAHMAN et al., 2020; PRUNICKI et al., 2021). O aquecimento global facilita a propagação no tempo e no espaço de doenças causados por insetos como a febre zika, dengue e outras (PRUNICKI et al., 2021). A doença de Lyme causada por uma bactéria é transmitida através da picada de carrapatos infectados. É uma das doenças mais comuns nos EUA. Os casos da doença de Lyme triplicaram nas últimas duas décadas. Estudos recentes sugeriram que as condições variáveis do inverno devido às mudanças climáticas poderiam aumentar a atividade dos carrapatos, aumentando assim as infecções (DIZON, 2023).

O armazenamento de carbono por meio do sequestro de carbono orgânico por gramíneas de raízes profundas tem sido objeto de estudo (FISHER et al., 1994). Diversas pesquisas realizadas na África indicaram que a introdução de gramíneas *Brachiaria* em regiões semiáridas tropicais pode contribuir para o aumento do estoque de carbono no solo e também para maiores retornos econômico (GICHANGI et al., 2017). Lavania & Lavania (2009) sugeriram a utilização do vetiver (*Vetiveria zizanioides*), uma gramínea perene do tipo C4, com um sistema radicular fibroso e maciço, capaz de crescer até 3 metros em apenas 1 ano, como uma espécie promissora para essa finalidade.

9 Biodiversidade

A sobrevivência da humanidade depende da biodiversidade e do equilíbrio ecológico na Natureza. A perda acelerada da biodiversidade tem sido uma preocupação central da pesquisa ao longo de várias décadas (HEYWOOD, 2017; IPCC, 2019; DIRZO, 2003; SHIVANNA, 2020).

É complexo analisar a perda de biodiversidade exclusivamente decorrente das alterações climáticas, pois outras mudanças ambientais induzidas diretamente pela atividade humana, como degradação de habitats pela exploração de recursos naturais e biológicos impactam a biodiversidade e nos ecossistemas, conjuntamente com as mudanças climáticas. Entretanto, essas atividades humanas aumentam a liberação de CO₂ para atmosfera, favorecendo as mudanças climáticas. Nas últimas décadas, tem ocorrido uma significativa perda de biodiversidade, devido às mudanças ambientais causadas pelo ser humano (BECKMAN et al., 2020; SHIVANNA, 2022; NEGRUTIU et al., 2020; SOROYE et al., 2020; WAGNER, 2020; ZATTARA & AIZEN, 2021).

10 Medidas de mitigação

As principais medidas de mitigação contra as alterações climáticas incluem a redução significativa da queima de combustíveis fósseis, controle da mineração de carvão, ferro e outros minerais, uso correto do solo agrícola, prevenção do desmatamento, redução das queimadas, promover a fitorremediação em áreas contaminadas e aumentar a cobertura verde. As medidas de mitigação envolvem questões políticas, técnicas e econômicas entre as nações envolvidas.

O Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC) foi criado pelo Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA) e pela Organização Meteorológica Mundial (OMM) em 1988. A sua primeira reunião Convenção Quadro, em 1992, que estabelece a base jurídica do regime, depois a (COP 1) realizada em Berlim, em Março de 1995. Protocolo de Quioto, em 1997 que traça metas claras e obrigatórias, além de um prazo, para que os países desenvolvidos, ricos, reduzam suas emissões GEE. O Quinto Relatório de Avaliação do IPCC, divulgado em novembro de 2014, projetou um aumento

na temperatura média global de 3,7 a 4,8 °C até 2100, em relação aos níveis pré-industriais (1850), na ausência de novas políticas para mitigar as alterações climáticas. Esta previsão obrigou os países participantes na COP 21, realizada em Paris, em Dezembro de 2015, a negociar formas e meios eficazes de reduzir as emissões de carbono. Nesta reunião, o objetivo de limitar o aquecimento global, bem abaixo dos 2,0 °C, de preferência a 1,5 °C, em comparação com os níveis pré-industriais, foi acordado juridicamente por 196 países participantes. Também exigiu a revisão do progresso a cada 5 anos e o desenvolvimento de um fundo contendo 100 mil milhões de dólares até 2020, que seria reabastecido anualmente para ajudar os países em desenvolvimento a adoptarem tecnologias não produtoras de gases com efeito de estufa e mitigações da poluição (IPCC, 2023).

As previsões sobre as mudanças climáticas são um alerta crucial para a ameaça iminente à qualidade de vida no planeta. O mundo percebeu a responsabilidade da geração atual, pois é considerada a última geração capaz de tomar medidas eficazes de reverter o impacto das mudanças climáticas. Assim, espera-se que o mundo consiga concretizar o objetivo de limitar o aumento da temperatura a 1,5°C até ao final do século e que a humanidade aprenda a viver em harmonia com a Natureza.

5 Considerações finais

A fitorremediação teve grandes avanços científicos nas últimas décadas. Usando plantas para tratar um local contaminado por metal pode ser econômico e socialmente aceito, por trazer vários benefícios ao ecossistema.

O sucesso da fitorremediação depende de uma compreensão aprofundada das condições locais, das características das plantas e de um planejamento cuidadoso. Superar essas desvantagens requer pesquisa contínua e abordagens adaptativas para enfrentar as complexidades da remediação ambiental.

É importante realizar estudos e pesquisas que avaliem as características das plantas locais em relação à sua capacidade de tolerância e acumulação de metais pesados. Esses estudos podem orientar a seleção das espécies vegetais mais adequadas para a fitorremediação em uma determinada área contaminada. A colaboração entre cientistas, botânicos, agrônomos e ambientalistas locais pode ser valiosa para reunir o conhecimento necessário para o sucesso da fitorremediação em contextos específicos.

A presença de metais pesados em diferentes concentrações influenciaram diretamente no desempenho fisiológico do feijão carioquinha

(*Phaseolus vulgaris* L.). Observou-se diferentes respostas das sementes e plântulas conforme a dosagem quando comparado com o tratamento controle.

Sulfato de chumbo e óxido de ferro, metais pesados, afetam o desenvolvimento inicial de Sementes de feijão carioquinha (*Phaseolus vulgaris* L.) prejudicando o crescimento de raízes, o comprimento total de plântulas, assim como reduz a massa seca da parte aérea e a massa fresca de raízes e em concentração mais alta, reduz a porcentagem de germinação das sementes.

O sulfato de chumbo afeta o crescimento de raízes, o comprimento total de plântulas, assim como reduz a massa seca da parte aérea e a massa fresca de raízes e em concentração mais alta, reduz a porcentagem de germinação das sementes.

O óxido de ferro em maiores concentrações pode reduzir a condutividade elétrica das sementes. Os resultados apresentados evidenciam a importância em aprofundar pesquisas relacionadas com a influência dos metais pesados em plantas cultivadas.

A contaminação ambiental por metais pesados pode prejudicar a agricultura de várias maneiras como descrito anteriormente. Esses metais podem ser absorvidos pelas plantas e afetar seu crescimento, desenvolvimento e qualidade. Além disso, plantas cultivadas em ambientes contaminados podem acumular metais pesados em suas partes comestíveis, tornando os alimentos inadequados para consumo humano e animal. A pesquisa científica desempenha um papel crucial na compreensão dos efeitos dos metais pesados nas sementes, nas plantas e no ambiente.

Neste contexto, a fitorremediação de solos, ar e água é uma alternativa ecológica, paisagística, socialmente aceita podendo ser utilizada em solos contaminados por metais pesados. O conhecimento dos efeitos dos metais pesados nas primeiras fases de desenvolvimento da semente é fundamental para compreensão do impacto dos contaminantes no meio ambiente.

Com o avanço das atividades antrópicas impulsionando as mudanças climáticas, a contaminação por metais pesados tornou-se uma preocupação ambiental mundial. Os metais pesados são liberados por meio da mineração,

indústria, agricultura irracional, descarte inadequado de resíduos e poluição do ar.

A redução da produtividade e da qualidade das culturas agrícolas devido às mudanças climáticas é uma preocupação para segurança alimentar global. A adoção de medidas para mitigar a poluição ambiental é fundamental.

A fitorremediação de áreas contaminadas é uma estratégia mitificadora para lidar com os impactos ambientais dos metais pesados. Essa técnica envolve o uso de plantas para remover, degradar ou estabilizar poluentes do ar, água e solo.

O regime internacional de controle das mudanças climáticas foi definido suas bases na Convenção Quadro de 1992, no Protocolo de Quioto de 1997 e no Acordo de Paris 2015. O desafio das mudanças climáticas será desenvolver ciência e tecnologia, apoiada por políticas e estratégias volta para resolução de problemas. Será indispensável desenvolver metodologias de mitigação no setor agrícola para enfrentar os desafios das mudanças climáticas. Essas metodologias visam promover a adaptação e a resiliência dos sistemas agrícolas, assim como da população, a fim de lidar com a crise iminente. Além disso, é crucial disponibilizar os recursos necessários para implantar as soluções encontradas.

Promover a conservação dos recursos naturais, reduzir as emissões de gases promotores do efeito estufa, mitigar a poluição por metais pesados e investir em práticas de restauração de ecossistemas são medidas importantes para combater as mudanças climáticas e garantir a segurança alimentar da humanidade.

6 Referências bibliográficas

ABBASS, Kashif et al. A review of the global climate change impacts, adaptation, and sustainable mitigation measures. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 29, n. 28, p. 42539-42559, 2022.

ABDURRAHMAN, Muhammad Isa; CHAKI, Sukalpa; SAINI, Gaurav. Stubble burning: Effects on health & environment, regulations and management practices. **Environmental Advances**, v. 2, p. 100011, 2020.

ABIRIGA, D. et al. Groundwater contamination from a municipal landfill: effect of age, landfill closure, and season on groundwater chemistry. **Sci. Total Environ.** V.737, 140307, 2020.

AGUILERA, R. et al. Wildfire smoke impacts respiratory health more than fine particles from other sources: observational evidence from Southern California. **Nature communications**, v. 12, n. 1, p. 1493, 2021.

AINSWORTH, E. A.; ROGERS, A. The response of photosynthesis and stomatal conductance to rising [CO₂]: mechanisms and environmental interactions. **Plant, cell & environment**, v. 30, n. 3, p. 258-270, 2007.

ALAM, M. S., LAMB, D. W., & RAHMAN, M. M.. "In-situ partitioning of evaporation and transpiration components using a portable evapotranspiration dome—A case study in Tall Fescue (*Festuca arundinacea*)." **Agricultural Water Management**, 213,p. 352-357, 2019.

ALDOOBIE, N. F.; BELTAGI, M. S. Physiological, biochemical and molecular responses of common bean (*Phaseolus vulgaris* L.) plants to heavy metals stress. **African Journal of Biotechnology**, v. 12, n. 29, 2013.

AL-HUQAIL, A. A.; EL-BONDKLY, A. M. A. Improvement of *Zea mays* L. growth parameters under chromium and arsenic stress by the heavy metal-resistant *Streptomyces* sp. NRC21696. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 19, n. 6, p. 5301-5322, 2022.

ALI, H.; KHAN, E.; SAJAD, M.A. Phytoremediation of heavy metals—concepts and applications. **Chemosphere**, v. 91, n. 7, p. 869-881, 2013.

ALVES, Ana RA et al. Plant growth-promoting bacteria in phytoremediation of metal-polluted soils: Current knowledge and future directions. **Science of The Total Environment**, v. 838, p. 156435, 2022.

ARGÜELLO, J. M.; EREN, E.; GONZÁLEZ-GUERRERO, M. The structure and function of heavy metal transport P 1B-ATPases. **Biometals**, v. 20, p. 233-248, 2007.

ASSUNÇÃO, J.; CHEIN, F. Climate change and agricultural productivity in Brazil: future perspectives. **Environment and Development Economics**, v. 21, n. 5, p. 581-602, 2016.

BAKER, Alan JM; WHITING, Steven N. In search of the holy grail: a further step in understanding metal hyper accumulation? **New phytologist**, p. 1-4, 2002.

BALI, A.S.; SIDHU, G.P.S; KUMAR, V. Root exudates ameliorate cadmium tolerance in plants: a review. **Environmental Chemistry Letters**, v. 18, p. 1243-1275, 2020.

BARBOSA JUNIOR, R.T. Potencial fitorremediador de *Paspalum densum* em ambiente com excesso de ferro contaminado por metais pesados. UFV. Dissertação, 38p. 2019.

BARBOSA, F.R. et al. EMBRAPA: Informações técnicas para o cultivo do feijoeiro-comum na Região Central-Brasileira: 2012-2014. 2012.

BECKMAN, N.G.; ASLAN, C.E.; ROGERS, H.S. Introduction to the special issue: the role of seed dispersal in plant populations: perspectives and advances in a changing world. **AoB Plants**, v. 12, n. 2, p. 01-10, 2020.

BENNIS, M. et al. Characterization of plant growth-promoting bacteria isolated from the rhizosphere of *Robinia pseudoacacia* growing in metal-contaminated mine tailings in eastern Morocco. **Journal of Environmental Management**, v. 304, p. 114321, 2022.

BHANSE, P. et al. Role of plant growth-promoting rhizobacteria in boosting the phytoremediation of stressed soils: Opportunities, challenges, and prospects. **Chemosphere**, v. 303, p. 134954, 2022.

BIRBAUM, K. et al. No evidence for cerium dioxide nanoparticle translocation in maize plants. **Environmental science & technology**, v. 44, n. 22, p. 8718-8723, 2010.

BISWAS, B. et al. . The fate of chemical pollutants with soil properties and processes in the climate change paradigm – a review. **Soil system.**, 2 , 51. 2018.

BLOEM, S. et al. The role of international resource sharing arrangements in managing fire in the face of climate change. **Fire**, v. 5, n. 4, p. 88, 2022.

BLOOM, A. J.; PLANT, R.E. Wheat grain yield decreased over the past 35 years, but protein content did not change. **Journal of Experimental Botany**, v. 72, n. 20, p. 6811-6821, 2021.

BOLAN, N.S. et al. Phytostabilization: a green approach to contaminant containment. **Advances in agronomy**, v. 112, p. 145-204, 2011.

BONAR, S.A. More than 100 aquatic-science societies sound climate alarm. **Nature**, v. 589, n. 7842, 2021.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Regras para Análise de Sementes. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Defesa Agropecuária. Brasília, DF: Mapa/ACS, 2009. 398p.

BULGARI, R.; FRANZONI, G.; FERRANTE, A.. Biostimulants application in horticultural crops under abiotic stress conditions. **Agronomy**, v. 9, n. 6, p. 306, 2019.

CALLAHAN, D; L. et al. Metal ion ligands in hyperaccumulating plants. **JBIC Journal of Biological Inorganic Chemistry**, v. 11, p. 02-12, 2006.

CALVIN, K. et al. Limiting climate change to 450 ppm CO₂ equivalent in the 21st century. **Energy Economics**, v. 31, p. S107-S120, 2009.

CAMESELLE, C. et al. Advances in electrokinetic remediation for the removal of organic contaminants in soils. **Organic pollutants-monitoring, risk and treatment**, v. 10, p. 54334, 2013.

CATLING, D.C.; ZAHNLE, Kevin, K.J. The archean atmosphere. **Science advances**, v. 6, n. 9, p. eaax1420, 2020.

CDB- Centro para Diversidade Biológica: Águas Mortais: Como a elevação dos mares ameaça 233 espécies, 2013.

Disponível:https://www.biologicaldiversity.org/campaigns/sea-level-rise/pdfs/Sea_Level_Rise_Report_2013_web.pdf. Acesso em: 01/10/2023.

CHRISTOPHORIDIS, C. et al. Concentration, fractionation, and ecological risk assessment of heavy metals and phosphorus in surface sediments from lakes in N. Greece. **Environmental Geochemistry and Health**, v. 42, n. 9, p. 2747-2769, 2020.

CHANEY, R. L. Plant uptake of inorganic waste constituents. **Land treatment of hazardous wastes**, p. 50-76, 1983.

CHANEY, Rufus L. et al. Phytoremediation of soil metals. **Current opinion in Biotechnology**, v. 8, n. 3, p. 279-284, 1997.

CONAB – Companhia Nacional de Abastecimento. Indicadores da Agropecuária. Brasília. Disponível em: <https://www.conab.gov.br/OlalaCMS/uploads/arquivos/>. Acesso em: 16 de setembro de 2023.

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. RESOLUÇÃO Nº 420, DE 28 DE DEZEMBRO DE 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas

CORE WRITING TEAM (CWT). **Relatório 2023**. <https://www.ipcc.ch/report/sixth-assessment-report-cycle/>. Acessado em 20/08/2023.

CUNNINGHAM, S. D. et al. Phytoremediation of soils contaminated with organic pollutants. *Advances in agronomy*, v. 56, n. 1, p. 55-114, 1996.

CUSHING, Lara J. et al. Historical red-lining is associated with fossil fuel power plant siting and present-day inequalities in air pollutant emissions. **Nature Energy**, v. 8, n. 1, p. 52-61, 2023.

DA SILVA, A.C.N. et al. Estudo sobre os impactos causados ao meio ambiente, provenientes do rompimento da barragem de brumadinho–mg. **Revista Estudos & Pesquisas**, v. 1, n. 1, p. 97 a 104, 2020.

DALCORSO, G. et al. Heavy metal pollutions: state of the art and innovation in phytoremediation. **International journal of molecular sciences**, v. 20, n. 14, p. 3412, 2019.

DALVI, A.A.; BHALERAO, S.A.. Response of plants towards heavy metal toxicity: an overview of avoidance, tolerance and uptake mechanism. **Ann. Plant Sci**, v. 2, n. 9, p. 362-8, 2013.

DANIEL, A. I. et al. Biofertilizer: the future of food security and food safety. **Microorganisms**, v. 10, n. 6, p. 1220, 2022.

DARY, M. et al. In situ phytostabilization of soils polluted with heavy metals using *Lupinus luteus* inoculated with rhizobacteria promoting the growth of metal-resistant plants. **Hazardous Materials Magazine**, v. 177, n. 1-3, pág. 323-330, 2010.

DAS, K. ; ROYCHOUDHURY, A. Reactive oxygen species (ROS) and response of antioxidants as ROS-scavengers during environmental stress in plants. **Frontiers in environmental Science**, v.2; p.2-53, 2014.

DASTYAR, W. et al. Biofuel production using thermochemical conversion of heavy metal-contaminated biomass (HMCB) harvested from the phytoextraction process. **Journal of Chemical Engineering**, v.12, p. . 759-785, 2019.

DATTA, Aparajita; KRISHNAMOORTI, Ramanan. Understanding the greenhouse gas impact of deforestation fires in Indonesia and Brazil in 2019 and 2020. **Frontiers in Climate**, v. 4, p. 799632, 2022.

DAVIS, S.J.; CALDEIRA, K.; MATTHEWS, H. D. Future CO₂ emissions and climate change from existing energy infrastructure. **Science**, v. 329, n. 5997, p. 1330-1333, 2010.

DENG, H. et al. Environmental behavior, human health effect and pollution control of heavy metal (loid) s towards full life cycle processes. **Eco-Environment & Health**, 2022.

DEUTSCH, C. A. et al. Increase in crop losses to insect pests in a warming climate. **Science**, v. 361, n. 6405, p. 916-919, 2018.

DEVI, R. et al. An insight into microbes mediated heavy metal detoxification in plants: a review. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, p. 1-23, 2021.

DHIMAN, S.S. et al. Simultaneous hydrolysis and fermentation of unprocessed food waste into ethanol using thermophilic anaerobic bacteria. **Bioresource technology**, v. 244, p. 733-740, 2017.

DHIR, Bhupinder; SHARMILA, P.; SARADHI, P. Pardha. 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.

DIER, M. Positive effects of outdoor CO₂ enrichment on N remobilization and N uptake post-anthesis in winter wheat. **Field Harvest. Res.** , 234 , 107–118. 2019

DIER, M. et al. Positive effects of free air CO₂ enrichment on N remobilization and post-anthesis N uptake in winter wheat. **Field Crops Research**, v. 234, p. 107-118, 2019.

DIRZO, R.; RAVEN, P.H. Global state of biodiversity and loss. **Annual review of Environment and Resources**, v. 28, n. 1, p. 137-167, 2003.

DIXIT, Archana; DIXIT, Savita; GOSWAMI, C. S. Eco-friendly alternatives for the removal of heavy metal using dry biomass of weeds and study the mechanism involved. *J. Bioremed. Biodegrad*, v. 6, p. 1-7, 2015.

DIZON, C. et al. Ecology and Epidemiology of Lyme Disease in Western North America. *Zoonotic Diseases*, v. 3, n. 1, p. 20-37, 2023.

DU, M. et al. Quantification of methane emissions from municipal solid waste landfills in China during the past decade. **Renewable and Sustainable Energy**, v. 78, p. 272-279, 2017.

DUFFUS, J.H. Heavy metals: A meaningless term *Pure and Applied Chemistry*, **Renewable and Sustainable Energy** v. 74, n. 5, p. 793-807, 2002.

DUSHENKOV, V. et al. Rhizofiltration: the use of plants to remove heavy metals from aqueous streams. **Environmental science & technology**, v. 29, n. 5, p. 1239 - 1245, 1995.

EDOKPAYI, J.N, et al. Evaluation of water quality and human risk assessment due to heavy metals in groundwater around Muledane area of Vhembe District, Limpopo Province, South Africa. **Chemistry Central Journal**, v. 12, p. 1-16, 2018.

EKKA, P. Land Degradation and Its Impacts on Biodiversity and Ecosystem Services. **Land and Environmental Management through Forestry**, p. 77-101, 2023.

EL-RAMADY, H.R. et al. Giant reed for selenium phytoremediation under changing climate. **Environmental chemistry letters**, v. 13, p. 359-380, 2015.

EMMERLING, C.; KREIN, A.; JUNK, J. Meta-analysis of strategies to reduce NH₃ emissions from slurries in European agriculture and consequences for greenhouse gas emissions. **Agronomy**, v. 10, n. 11, p. 1633, 2020.

FAHR, M. et al. Effect of lead on root growth. **Frontiers in plant science**, v. 4, p. 175, 2013.

FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations. <https://www.fao.org/3/i6030e/i6030e.pdf>. 2016. Acessado 20/09/2023.

FATNANI, D.; PATEL, M.; PARIDA, A.K. Regulation of chromium translocation to shoot and physiological, metabolomic, and ionic adjustments confer chromium stress tolerance in the halophyte *Suaeda maritima*. **Environmental Pollution**, v. 320, p. 121046, 2023.

FEKI, K. et al. Recent advances in physiological and molecular mechanisms of heavy metal accumulation in plants. **Environmental Science and Pollution Research**, p. 1-20, 2021.

FERRERA-CERRATO, R et al. Fitorremediación de un suelo contaminado con combustóleo usando *Phaseolus Coccineus* y fertilización orgánica e inorgánica. **Agrociencia**, v. 41, n. 8, p. 817-826, 2007.

FICKLIN, D. L.; NOVICK, K. A. Historic and projected changes in vapor pressure deficit suggest a continental-scale drying of the United States atmosphere. **Journal of Geophysical Research: Atmospheres**, v. 122, n. 4, p. 2061-2079, 2017.

FRANCHI, E.; COSMINA, P.; PEDRON, F.; ROSELLINI, I.; BARBAFIERI, M.; PETRUZZELLI, G.; VOCCIANTE, M. Phytoextraction of arsenic improved by the combined use of mobilizing chemicals and autochthonous soil bacteria. **Science. Total Environment.**, 655 , 328–336. 2019

GAJBHIYE, T. et al. Airborne foliar transfer of PM bound heavy metals in *Cassia siamea*: a less common route of heavy metal accumulation. **Science of the Total Environment**, v. 573, p. 123-130, 2016.

GANDOUR, C. et al. Degradação Florestal na Amazônia: Fenômeno Relacionado ao Desmatamento Precisa ser Alvo de Política Pública. 2021. <https://www.climatepolicyinitiative.org/>. Acesso em : 30/09/2023.

GARCIA-CAPARROS, P. et al. Oxidative stress and antioxidant metabolism under adverse environmental conditions: a review. **The Botanical Review** , v. 421-466, 2021.

GAVRILESCU, Maria. Enhancing phytoremediation of soils polluted with heavy metals. **Current Opinion in biotechnology**, v. 74, p. 21-31, 2022.

GHAMARY, E.; MOHAJERI, J. Efficiency of *Cyperus alternifolius*, *Typha latifolia*, and *Juncus inflexus* in the removal of nitrate from surface water. **AQUA—Water Infrastructure, Ecosystems and Society**, v. 70, n. 5, p. 654-664, 2021.

GHOSH, M. ; SINGH, S.P. Uma revisão sobre fitorremediação de metais pesados e utilização de seus subprodutos. **Asiático J Energy Environ** , v. 4, pág. 18, 2005.

GICHANGI, E.M.; NJARUI, D.M.G.; GATHERU, M. Plant shoots and roots biomass of brachiaria grasses and their effects on soil carbon in the semi-arid tropics of Kenya. **Tropical and Subtropical Agroecosystems**, v. 20, n. 1, p. 65-74, 2017.

GILL, S. S.; TUTEJA, N. Reactive oxygen species and antioxidant machinery in abiotic stress tolerance in crop plants. **Plant physiology and biochemistry**, v. 48, n. 12, p. 909-930, 2010.

GÖHRE, V.; PASZKOWSKI, U. Contribution of the arbuscular mycorrhizal symbiosis to heavy metal phytoremediation. **Planta**, v. 223, p. 1115-1122, 2006.

GOIX, S. et al. Environmental and health impacts of fine and ultrafine metallic particles: assessment of threat scores. **Environmental research**, v. 133, p. 185-194, 2014.

GONÇALVES, D.R.P. et al. Soil carbon inventory to quantify the impact of land use change to mitigate greenhouse gas emissions and ecosystem services. **Environmental Pollution**, v. 243, p. 940-952, 2018.

GREENPLATE, Ryan G. et al. Phytoremediation Potential of Salix Caroliniana Coastal Plain Willow for Heavy Metal Remediation with Mercury Emphasis. Disponível <https://www.ssrn 4421336>. 2023.

GRATÃO, P.L.; POLLE, A.; LEA, P.J.; AZEVEDO, R.A. Making the life of heavy metal-stressed plants a little easier. **Functional Plant Biology**, v.32, n.6, p.481-494, 2005.

GUO, J. et al. Cadmium accumulation responses in *Hylotelephium spectabile*: The role of photosynthetic characteristics under different nitrogen, moisture, and light conditions. **Chemosphere**, v. 319, p. 138019, 2023.

GUO, M. et al. Estimation of CO₂ emissions from wildfires using OCO-2 data. **Atmosphere**, v. 10, n. 10, p. 581, 2019.

GUPTA, D. K.; HUANG, H. G.; CORPAS, F. J. Lead tolerance in plants: strategies for phytoremediation. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 20, p. 2150-2161, 2013.

HADI, F.; AZIZ, T. A mini review on lead (Pb) toxicity in plants. **Journal of Biology and Life Science**, v. 6, n. 2, p. 91-101, 2015.

HAMMAMI, H. et al. The behavior of heavy metals in relation to their influence on the common bean (*Phaseolus vulgaris*) symbiosis. *Environmental and Experimental Botany*, v. 193, p. 104670, 2022.

HASHEM, Hanan A.; EL-SHERIF, Nahla A. Exogenous Jasmonic Acid Induces Lead Stress Tolerance in Kidney Bean (*Phaseolus vulgaris* L.) by Changing Amino Acid Profile and Stimulating Antioxidant Defense System. *Jordan Journal of Biological Sciences*, v. 12, n. 3, 2019.

HAUSFATHER, Z. et al. Evaluating the performance of past climate model projections. **Geophysical Research Letters**, v. 47, n. 1, p. e2019GL085378, 2020.

HAWARI, J. et al. Microbial degradation of explosives: biotransformation versus mineralization. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 54, p. 605-618, 2000.

HAYDON, M. J.; COBBETT, C.S. Transporters of ligands for essential metal ions in plants. **New phytologist**, v. 174, n. 3, p. 499-506, 2007.

HECKENROTH, A. et al. Selection of native plants with phytoremediation potential for highly contaminated Mediterranean soil restoration: Tools for a non-destructive and integrative approach. **Journal of environmental management**, v. 183, p. 850-863, 2016.

HEINRICH, B. Keeping a cool head: honeybee thermoregulation. **Science**, v. 205, n. 4412, p. 1269-1271, 1979.

HEJNA, Monika et al. Heavy-metal phytoremediation from livestock wastewater and exploitation of exhausted biomass. **International journal of environmental research and public health**, v. 18, n. 5, p. 2239, 2021.

HEYWOOD, V. H. Plant conservation in the Anthropocene—challenges and future prospects. **Plant diversity**, v. 39, n. 6, p. 314-330, 2017.

HÖGY, P.; KECK, M.; NIEHAUS, K.; FRANZARING, J.; FANGMEIER, A. Effects of atmospheric CO₂ enrichment on biomass, yield and low molecular weight metabolites in wheat grains. **J. Cereal Sci.** 52 , 215–220. 2010.

HOPMANS, J. W.; BRISTOW, K. L. Current capabilities and future needs for water shaping and nutrient uptake by roots. **Advances in agronomy**, v. 77, p. 103-183, 2002.

HUA, Fangyuan et al. The biodiversity and ecosystem service contributions and trade-offs of forest restoration approaches. **Science**, v. 376, n. 6595, p. 839-844, 2022.

IBGE. Relatório de produção agrícola municipal, lavoura temporária em Mariana – MG. 2015.

IONESCU, M. et al. Isolation and characterization of different plant-associated bacteria and their potential to degrade polychlorinated biphenyls. **Biodeterioration and Biodegradation Internacional** , v. 63, n. 6, pág. 667-672, 2009.

IPCC. Climate change 2013: the physical science basis. Contribution of working group I to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change, v. 1535, 2013.

IPCC, Climate Change: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Working Group II Contribution to the IPCC Sixth Assessment Report. 2022. <https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg2/about/how-to-cite-this-report>. Acessado 20/09/2023.

IPCC: Relatório especial do IPCC sobre captura e armazenamento de dióxido de carbono (2005). https://www.ipcc.ch/2018/03/srccs_wholereport-1. Acessado 20/10/2023.

ISWA - International Solid Waste Association- O futuro do setor de gestão de resíduos. <https://abrelpe.org.br/wp-content/uploads/2022/08/O-futuro-do-setor-de-gestao-de-residuos-ISWA-2022.pdf>. Acessado: 20/08/2023.

IVANI, S. et al. Endophytic bacteria stimulate mercury phytoremediation by modulating its bioaccumulation and volatilization. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 202, p. 110818, 2020.

JACH, M.E.; SAJNAGA, E.; ZIAJA, M. Utilization of legume-nodule bacterial symbiosis in phytoremediation of heavy metal-contaminated soils. **Biology**, v. 11, n. 5, p. 676, 2022.

JEBARA, S.H. et al. Inoculation of *Lens culinaris* with Pb-Resistant bacteria Shows Potential for phytostabilization. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, p. 2537-2545, 2015.

JIAN, C. et al. Phytoremediation of heavy metal/metalloid-contaminated soils. **Contaminated Soils: Environmental Impact, Disposal and Treatment.**, Ed: Robert V. Steinberg, 2011.

JONES, M. W. et al. National contributions to climate change due to historical emissions of carbon dioxide, methane, and nitrous oxide since 1850. **Scientific Data**, v. 10, n. 1, p. 155, 2023.

KABATA-PENDIAS, A. Soil–plant transfer of trace elements—an environmental issue. **Geoderma**, v. 122, n. 2-4, p. 143-149, 2004.

KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. Trace elements in soils and plants. 3.ed. Boca Raton: CRC, 2023. 413p.

KANDZIORA-CIUPA, Marta et al. A comparative study of heavy metal accumulation and antioxidant responses in *Vaccinium myrtillus* L. leaves in polluted and non-polluted areas. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 20, p. 4920-4932, 2013.

KANWAR,P ; MINA U., THAKUR, I.,S.; SRIVASTAVA, S. Heavy metal phytoremediation by the novel prospect of microbes, nanotechnology, and genetic engineering for recovery and rehabilitation of landfill site. **Bioresource Technology Reports**, v. 23, p.101518, 2023.

KAVANAGH, Laurence et al. Induced plant accumulation of lithium. **Geosciences**, v. 8, n. 2, p. 56, 2018.

KELLER, Catherine et al. Thermal treatment of metal-enriched biomass produced from heavy metal phytoextraction. **Environmental Science & Technology**, v. 39, n. 9, p. 3359-3367, 2005.

KOSAKIVSKA, I.V. et al. Molecular mechanisms of plant adaptive responses to heavy metals stress. **Cell Biology International**, v. 45, n. 2, p. 258-272, 2021.

KRANNER, I.; COLVILLE, L. Metals and seeds: Biochemical and molecular implications and their significance for seed germination. **Environmental and Experimental Botany**, v.72, p. 93-105, 2011.

KRISTANTI, R.A.; HADIBARATA, T. Phytoremediation of contaminated water using aquatic plants, its mechanism and enhancement. **Current Opinion in Environmental Science & Health**, p. 100451, 2023.

KRZYZANOWSKI, F.C., FRANÇA-NETO, J.B., HENNING, A.A. Relato dos testes de vigor disponíveis para grandes culturas. Informativo ABRATES 1: 15-50, 1991.

KUMAR, A. et al. Bioremediation potential of green wastes and plant growth promoting rhizobacteria and its enhancement by their combination: A review. **Environmental Advances**, v. 12, p. 100379, 2023.

KUMAR, V., et al. Copper bioavailability, uptake, toxicity and tolerance in plants: A comprehensive review. **Chemosphere**, v..262,p..127810, 2021.

KUMAR, P. et al. A review of the characteristics of nanoparticles in the urban atmosphere and the prospects for developing regulatory controls. **Atmospheric Environment**, v. 44, n. 39, p. 5035-5052, 2010.

LAVANIA, U. C., LAVANIA, C.A. Sequestration of atmospheric carbon into subsoil horizons through deep-rooted grasses-vetiver grass model. **Current Science**, v. 97, n. 5, p. 618-619, 2009.

LEVY-BOOTH, D.J.; PRESCOTT, C.E.; GRAYSTON, S.J. Microbial functional genes involved in nitrogen fixation, nitrification and denitrification in forest ecosystems. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 75, p. 11-25, 2014.

LI, C. et al. A review on heavy metals contamination in soil: effects, sources, and remediation techniques. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, v. 28, n. 4, p. 380-394, 2019.

LI, L. et al. Advances in cotton tolerance to heavy metal stress and applications to remediate heavy metal-contaminated farmland soil. **Phyton**, v. 90, n. 1, p. 35, 2021.

LI, Y. et al. Temperature alters the dynamics of trace element accumulation in *Solanum tuberosum* L. **Clim. Chang**, v.112 , p.655–672. 2012

LIN, H. et al. Tecnologias para remoção de metais pesados de solos contaminados em terras agrícolas: uma revisão. **Quimosfera** , v. 305, p..135457, 2022.

LIN, Y. et al. The variation in microbial community structure under different heavy metal contamination levels in paddy soils. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 180, p. 557-564, 2019.

LIU, H.L. et al. Study of the bioavailability of heavy metals from atmospheric deposition on the soil-pakchoi (*Brassica chinensis* L.) system. **Journal of hazardous materials**, v. 362, p. 9-16, 2019.

LIU, M. et al. Progress and Hotspots of Research on Land-Use Carbon Emissions: A Global Perspective. **Sustainability**, v. 15, n. 9, p. 7245, 2023.

LOMBI, E. et al. Influence of iron status on cadmium and zinc uptake by different ecotypes of the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*. **Plant Physiology**, v. 128, n. 4, p. 1359-1367, 2002.

LOURENÇO, V.A et al., Phytotoxicity teste of effluent and sludge from a rice parboiling industry. *Ciência e Natureza*. DOI:10.5902/2179460X39308 ISSN 2179-460X .2020.

LUO, J.; YANG, G.; IGALAVITHANA, A.D.; ELE, W.; GAO, B.; TSANG, DCW; OK, YS Effects of elevated CO₂ on the phytoremediation efficiency of *Noccaea caerulescens*. **Environment. Pollution.** , 255 , 113169. 2019.

MAC DOWELL, N. et al. The role of CO₂ capture and utilization in mitigating climate change. **Nature climate change**, v. 7, n. 4, p. 243-249, 2017.

MACHADO, I. C. et al. Estudo da ocorrência dos metais pesados Pb, Cd, Hg, Cu, e Zn na ostra de mangue *Crassostrea brasiliensis* do estuário de Cananéia-SP, Brasil. **Rev. Inst. Adolfo Lutz**, v. 61, n. 1, p. 13-18, 2002.

MACO, B. et al. Resilient remediation: Address extreme weather and climate change, creating value for the community. **Remediation**, 29 , 7–18. 2018.

MADARIAGA-NAVARRETE, A. et al. Bioremediation model for atrazine contaminated agricultural soils using phytoremediation (using *Phaseolus vulgaris* L.) and a locally adapted microbial consortium. **Journal of Environmental Science and Health**, Part B, v. 52, n. 6, p. 367-375, 2017.

MAESTRI, Elena et al. Metal tolerance and hyperaccumulation: costs and trade-offs between traits and environment. **Environmental and Experimental Botany**, v. 68, n. 1, p. 1-13, 2010.

MAHAR, A. et al. Challenges and opportunities in the phytoremediation of heavy metals contaminated soils: A review. *Ecotoxicology and environmental safety*, v. 126, p. 111-121, 2016.

MANI, D.; KUMAR, C. Biotechnological advances in bioremediation of heavy metals contaminated ecosystems: an overview with special reference to phytoremediation. *International journal of environmental science and technology*, v. 11, p. 843-872, 2014.

MANISALIDIS, I. et al. Environmental and health impacts of air pollution: a review. *Frontiers in public health*, v. 8, p. 14, 2020.

MARCOS-FILHO, J. Fisiologia de sementes de plantas cultivadas. Scientia Agricola, ESALQ, 2015.

MARENCO, J. A. et al. Extreme drought in the Brazilian Pantanal in 2019–2020: characterization, causes, and impacts. *Frontiers in Water*, v. 3, p. 639204, 2021.

MARQUES, M. et al. Impact of climate change on the photodegradation of PAHs in soils: Characterization and identification of metabolites. *Environment. International*, v.89, n.90, 155–165. 2016.

MARTINO, L.; YAN, E.; LAFRENIERE, L. A hybrid phytoremediation system for contaminants in groundwater. *Environmental Earth Sciences*, v. 78, p. 1-16, 2019.

MATTHEWS, H.D. et al. National contributions to observed global warming. *Environmental Research Letters*, v. 9, n. 1, p. 014010, 2014.

MCCANN, C.M. et al. In situ arsenic oxidation and sorption by a Fe-Mn binary oxide waste in soil. *Journal of hazardous materials*, v. 342, p. 724-731, 2018.

MEDLEY, B.; THOMAS, E. R. Increased snowfall over the Antarctic Ice Sheet mitigated twentieth-century sea-level rise. *Nature Climate Change*, v. 9, n. 1, p. 34-39, 2019.

MENDES, C.R.; MORAES, D.M.; LIMA, M.G.S., LOPES, N.F. Respiratory activity for the differentiation of vigor on soybean seeds lots. **Rev. Bras. Sementes**, v.31: p.171-176, 2009.

MIKHAYLOV, A. et al. Global climate change and greenhouse effect. **Entrepreneurship and Sustainability Issues**, v. 7, n. 4, p. 2897, 2020.

MITTLER, R. Abiotic stress, the field environment and stress combination. **Trends in Plant Science**, v.11, n.1, p.15-19, 2006.

MITTLER, R.; BLUMWALD, E. Genetic engineering for modern agriculture: challenges and perspectives. **Annual Review of Plant Biology**, v.61, p.443-462, 2010.

MOHAMMED, A.S.; KAPRI, A.; GOEL, R. Heavy metal pollution: source, impact, and remedies. **Biomangement of metal-contaminated soils**, p. 1-28, 2011.

MOJIRI, A. The potential of corn (*Zea mays*) for phytoremediation of soil contaminated with cadmium and lead. **Journal of Biological and Environmental sciences**, v. 5, n. 13, 2011.

MUKHOPADHYAY, S. et al. Phytoremediation of metal mine waste. **Applied Ecology and Environmental Research**, v. 8, n. 3, p. 207-222, 2010.

MUNIR, N. et al. Heavy metal contamination of natural foods is a serious health issue: A review. **Sustainability**, v. 14, n. 1, p. 161, 2021.

MOORS, E.H.M.; MULDER, K.F.; VERGRAGT, P.J. Towards cleaner production: barriers and strategies in the base metals producing industry. **Journal of cleaner production**, v. 13, n. 7, p. 657-668, 2005.

MORAES, D. M. et al. Práticas laboratoriais em Fisiologia Vegetal. Pelotas. Editora Copias Santa Cruz Ltda, v. 1, 2012.

MOREIRA, J.T.M. Potencial de fitorremediação de culturas oleaginosas para energia em solos contaminados com metais pesados. 2022. Tese de Doutorado.

MUSZYNSKA, E.; HANUS-FAJERSKA, Ewa. Why are heavy metal hyperaccumulator plants so awesome? *Biotechnology. Journal of Biotechnology Computational Biology and Bionanotechnology*, v. 4, 2015.

MYERS, Samuel S. et al. Increasing CO₂ threatens human nutrition. *Nature*, v. 510, n. 7503, p. 139-142, 2014.

NAKAGAWA, J. Testes de vigor baseados na avaliação das plântulas. In: VIEIRA, R. D.; CARVALHO, N. M. Testes de vigor em sementes. Jaboticabal: FUNEP, 1999. p. 49-85.

NAYDENOVA, L. et al. Pollutant formation during single-particle biomass combustion under fluidized bed conditions: An experimental study. *Fuel*, v. 278, pág. 117958, 2020.

NEGRUTIU, L.; FROHLICH, M.W.; HAMANT, O. Flowering plants in the Anthropocene: A political agenda. *Trends in plant science*, v. 25, n. 4, p. 349-368, 2020.

NELSON, D. R.; BELLVILLE, R.J.; PORTER, C.A. Role of nitrogen assimilation in soybean seed development. *Plant physiology*, v. 74, n. 1, pág. 128-133, 1984.

NICHOLLS, R.J. et al. A global analysis of subsidence, relative sea-level change and coastal flood exposure. *Nature Climate Change*, v. 11, n. 4, p. 338-342, 2021.

NICHOLSON, F. A. et al. An inventory of heavy metals inputs to agricultural soils in England and Wales. *Science of the total environment*, v. 311, n. 1-3, p. 205-219, 2003.

NJOGA, E. O. et al. Detection, distribution and health risk assessment of toxic heavy metals/metalloids, arsenic, cadmium, and lead in goat carcasses processed for human consumption in South-Eastern Nigeria. *Foods*, v. 10, n. 4, p. 798, 2021.

NOYES, P.D. et al. The toxicology of climate change: Environmental contaminants in a warming world. *Environment International*, 35, 971-986. 2009.

NZIGUHEBA, Generose; SMOLDERS, Erik. Inputs of trace elements in agricultural soils via phosphate fertilizers in European countries. **Science of the total environment**, v. 390, n. 1, p. 53-57, 2008.

NAGAJYOTI, P.C., LEE, K.D.; SREEKANTH, T.V.M. Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: areview. **Environmental chemistry letters**, v. 8, n.3, p. 199-216, 2010.

O'CONNOR, D.et al. Biochar application for the remediation of heavy metal polluted land: a review of in situ field trials. **Science of the total environment**, v. 619, p. 815-826, 2018.

ODEGARD, I. Y. R.; VAN DER VOET, E. The future of food—Scenarios and the effect on natural resource use in agriculture in 2050. **Ecological Economics**, v. 97, p. 51-59, 2014.

OERTEL, C. et al. Greenhouse gas emissions from soils—A review. **Geochemistry**, v. 76, n. 3, p. 327-352, 2016.

OLADOYE, P.O.; OLOWE,O.M.; ASEMOLOYE, M.D. Phytoremediation technology and impacts on food safety of soils contaminated with heavy metals: a review of the literature. **Chimosphere**, v. 288, p. 132555, 2022.

OLEŃSKA,E. et al. Trifolium repens-associated bacteria as a potential tool to facilitate phytostabilization of zinc and lead polluted waste heaps. *Plants*, v. 9, n. 8, p. 1002, 2020.

OLSON, P.E.; FLETCHER, J.S. Ecological recovery of vegetation at a former industrial sludge basin and its implications to phytoremediation. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 7, p. 195-204, 2000.

ÖNCEL, I.; KELEŞ, Y.; ÜSTÜN, AS. Interactive effects of temperature and stress by heavy metals on growth and some biochemical compounds in wheat seedlings. **Environment. Pollution**, v.107 , p.315–320, 2000.

ONU – Organização das Nações Unidas - Annual_Report_2022.pdf. https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/41679/Annual_Report_2022.pdf?sequence=3. Acessado em 23/08/2023.

ONU- United Nations. Technical dialogue of the first global stocktake. 2023. file:///C:/Users/carlogoncalves/Downloads/sb2023_09E.pdf. Acessado 23/09/2023.

OXFAM Internacional: 5 desastres naturais que imploram por ação climática. (2021) <https://www.oxfam.org/en/5-natural-disasters-beg-climate-action>. Acessado 10/10/2023.

OZLU, E. et al. Carbon footprint management by agricultural practices. **Biology**, v. 11, n. 10, p. 1453, 2022.

PAERL, H. W.; HUISMAN, J. Climate change: a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. **Environmental microbiology reports**, v. 1, n. 1, p. 27-37, 2009.

PAGE, V.; FELLER, U.R.S. Heavy metals in cultivated plants: transport and redistribution processes throughout the plant. **Agronomy**, v. 5, n. 3, p. 447-463, 2015.

Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas 2018-
<http://www.pbmc.coppe.ufrj.br/index.php/pt/>. Acessado 20/09/2023.

PAIVA, H. N. Toxidez de Cd, Ni, Pb e Zn em mudas de cedro (*Cedrela fissilis* Vell.) e ipê-roxo (*Tabebuia impetiginosa* (Mart.) Standl.). 2000. 283 f. Tese (Doutorado

PASRICHA, Sharda et al. Molecular mechanisms underlying heavy metal uptake, translocation and tolerance in hyperaccumulators-an analysis: Heavy metal tolerance in hyperaccumulators. *Environmental Challenges*, v. 4, p. 100197, 2021.

PALANSOORIYA, K.N. et al. Soil amendments for immobilization of potentially toxic elements in contaminated soils: A critical review. **Environment international**, v. 134, p. 105046, 2020.

em Fitotecnia) – Universidade Federal de Lavras, Lavras.

PANDEY, J; VERMA, R. K.; SINGH, S. Suitability of aromatic plants for phytoremediation of heavy metal contaminated areas: a review. **International journal of phytoremediation**, v. 21, n. 5, p. 405-418, 2019.

PANDEY, V. C.; BAJPAI, O. Phytoremediation: from theory toward practice. In: Phytomanagement of polluted sites. **Elsevier**, p. 1-49, 2019a.

PANDEY, V. C.; SOUZA-ALONSO, P. Market opportunities: in sustainable phytoremediation. In: Phytomanagement of polluted sites. **Elsevier**, p. 51-82, 2019b.

PARK, C.M.; KATZ, L.E.; LILJESTRAND, H.M. Mercury speciation during in situ thermal desorption in soil. **Journal of Hazardous Materials**, v. 300, p. 624-632, 2015.

PASRICHA, S. et al. Molecular mechanisms underlying heavy metal uptake, translocation and tolerance in hyperaccumulators-an analysis: Heavy metal tolerance in hyperaccumulators. *Environmental Challenges*, v. 4, p. 100197, 2021.

PATERSON, R. & LIM, N. 2010. How will climate change affect mycotoxins in food? *Food Research International*, 43: 1902–1914.

PESKE, S.T.; VILLELA, F.A.; MENEGUELLO, G.E. **Sementes: Fundamentos Científicos e Tecnológicos**, 4 ed, 2019. 579p.

PIECHALAK, A. et al. Lead uptake, toxicity and accumulation in *Phaseolus vulgaris* plants. **Biologia plantarum**, v. 52, p. 565-568, 2008.

PIECHALAK, A. et al. Accumulation and detoxification of lead ions in legumes. **Phytochemistry**, v. 60, n. 2, p. 153-162, 2002.

PONCE-HERNÁNDEZ, A. et al. Endophytic Fungi and Bacteria: Enhancement of Heavy Metal Phytoextraction. **Aquatic Contamination: Tolerance and Bioremediation**, p. 43-59, 2024.

POPOVA, O. et al. Environmental footprinting of agri-food products traded in the European market. **Frontiers in Environmental Science**, v. 10, p. 1036970, 2022.

POTAPOV, P. et al. Global maps of cropland extent and change show accelerated cropland expansion in the twenty-first century. **Nature Food**, v. 3, n. 1, p. 19-28, 2022.

POURESMAIELI, M. et al. Recent progress on sustainable phytoremediation of heavy metals from soil. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, p. 108482, 2022.

POURESMAIELI, M. et al. Recent progress on sustainable phytoremediation of heavy metals from soil. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, p. 108482, 2022.

POURRUT, B. et al. Lead uptake, toxicity, and detoxification in plants. **Reviews of environmental contamination and toxicology**, v.213, p. 113-136, 2011.

PRUNICKI, .M. et al. Air pollution exposure is linked with methylation of immunoregulatory genes, altered immune cell profiles, and increased blood pressure in children. **Scientific reports**, v. 11, n. 1, p. 4067, 2021.

RADER, R. et al. Native bees buffer the negative impact of climate warming on honey bee pollination of watermelon crops. **Global change biology**, v. 19, n. 10, p. 3103-3110, 2013.

RAJENDRAN, S. et al. A critical review on various remediation approaches for heavy metal contaminants removal from contaminated soils. **Chemosphere**, v. 287, p. 132369, 2022.

RAJKUMAR, M. et. al. Plant-metal-microbe interactions driven by climate change. **Environment. International**, v.53 , p.74–86. 2013

RAKLAMI, A. et al. Combined application of marble waste and beneficial microorganisms: Toward a cost-effective approach for restoration of heavy metals contaminated sites. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 29, n. 30, p. 45683-45697, 2022.a

RAKLAMI, A. et al. Phytotoxicity and genotoxicity as a new approach to assess heavy metals effect on *Medicago sativa* L.: Role of metallo-resistant rhizobacteria. **Environmental Technology & Innovation**, v. 24, p. 101833, 2021.

RASSAEI, F. Biochar from sugarcane bagasse affects the growth of maize (*Zea mays* L.) in calcareous clay soil contaminated with cadmium and lead. **Jornal Árabe de Geociências**, v. 3, pág. 181, 2023

RAVINDRA, K.; MOR, S. Distribution and health risk assessment of arsenic and selected heavy metals in groundwater of Chandigarh, India. **Environ. Pollut.** v..019, n.250,p. 820–830,2019.

REHMAN, S. et al. Exogenously applied trehalose augments cadmium stress tolerance and yield of mung bean (*Vigna radiata* L.) grown in soil and hydroponic systems through reducing cd uptake and enhancing photosynthetic efficiency and antioxidant defense systems. **Plants**, v. 11, n. 6, p. 822, 2022.

REID, R. J.; DUNBAR, K. R.; MCLAUGHLIN, M.J. Cadmium loading into potato tubers: the roles of the periderm, xylem and phloem. **Plant, Cell & Environment**, v. 26, n. 2, p. 201-206, 2003.

REZANIA, S. et al. Comprehensive review on phytotechnology: heavy metals removal by diverse aquatic plants species from wastewater. **Journal of hazardous materials**, v. 318, p. 587-599, 2016.

RIZWAN, M. et al. Cadmium phytoremediation potential of Brassica crop species: a review. **Science of the Total Environment**, v. 631, p. 1175-1191, 2018.

ROBINSON, B. et al. Phytoextraction: an assessment of biogeochemical and economic viability. **Plant and soil**, v. 249, p. 117-125, 2003.

RODRÍGUEZ-HIGAREDA, A. et al. Biostimulation of soil impacted by waste residual oil and phytoremediation by *Phaseolus vulgaris* with *Micromonospora echinospora* and *Streptomyces griseus*. **Journal of the Selva Andina Research Society**, v. 10, n. 1, p. 37-44, 2019.

ROMERO-PUERTAS, R.C.; CORPAS, F.J.; RODRÍGUEZ-SERRANO, M.; GÓMEZ, M.; RÍO, L.A.; SANDALIO, L.M. Differential expression and regulation of antioxidative enzymes by cadmium in pea plants. **Journal of Plant Physiology**, v.164, n.10, p.1346-1357, 2007.

ROYCHOWDHURY, A; SARKAR, D; DATTA, R. A combined chemical and phytoremediation method for reclamation of acid mine drainage–impacted soils. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, p. 14414-14425, 2019.

RUIZ, O.N.; DANIELL, H. Genetic engineering to enhance mercury phytoremediation. **Current opinion in biotechnology**, v. 20, n. 2, p. 213-219, 2009.

SAADANI, O. et al. In situ phytostabilisation capacity of three legumes and their associated Plant Growth Promoting Bacteria (PGPBs) in mine tailings of northern Tunisia. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 130, p. 263-269, 2016.

SAEED, F. et al. Developing future heat-resilient vegetable crops. **Functional & integrative genomics**, v. 23, n. 1, p. 47, 2023.

SAHA, L. et al. Recent developments in microbe–plant-based bioremediation for tackling heavy metal-polluted soils. **Frontiers in Microbiology**, v. 12, p. 731723, 2021.

SAKAKIBARA, M. et al. Phytoextraction and phytovolatilization of arsenic from As-contaminated soils by *Pteris vittata*. In: **Proceedings of the annual international conference on soils, sediments, water and energy**. 2010. p. 26.

SALES DA SILVA, I.G. et al. Soil bioremediation: Overview of technologies and trends. **Energies**, v. 13, n. 18, p. 4664, 2020.

SALT, D. E.; SMITH, R. D.; RASKIN, I. Phytoremediation. **Annual review of plant biology**, v. 49, n. 1, p. 643-668, 1998.

SALVATTECI, R. et al. Smaller fish species in a warm and oxygen-poor Humboldt **Current system Science**, v. 375, n. 6576, p. 101-104, 2022.

SANTOS, C.V; OLIVEIRA, A.F.; FERREIRA FILHO, J.B.S. Potential impacts of climate change on agriculture and the economy in different regions of Brazil. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 60, 2021.

SARMA, H. et al. Enhancing phytoremediation of hazardous metal (loid) s using genome engineering CRISPR–Cas9 technology. **Journal of Hazardous Materials**, v. 414, p. 125493, 2021.

SARWAR, N. et al. Phytoremediation strategies for soils contaminated with heavy metals: modifications and future perspectives. **Chemosphere**, v. 171, p. 710-721, 2017.

SAXENA, G. et al. Phytoremediation of heavy metal-contaminated sites: eco-environmental concerns, field studies, sustainability issues, and future prospects. **Reviews of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 249, p. 71-131, 2020.

SCHRECK, E. et al. Foliar or root exposures to smelter particles: consequences for lead compartmentalization and speciation in plant leaves. **Science of the Total Environment**, v. 476, p. 667-676, 2014.

SCHRECK, E. et al. Influence of fine process particles enriched with metals and metalloids on *Lactuca sativa* L. leaf fatty acid composition following air and/or soil-plant field exposure. **Environmental pollution**, v. 179, p. 242-249, 2013.

SCHRÖDER, W. et al. Are cadmium, lead and mercury concentrations in mosses across Europe primarily determined by atmospheric deposition of these metals? **Journal of Soils and Sediments**, v. 10, p. 1572-1584, 2010.

SCHULZE, E. D. et al. Importance of methane and nitrous oxide for Europe's terrestrial greenhouse-gas balance. *Nature geoscience*, v. 2, n. 12, p. 842-850, 2009.

SHARMA, S. S.; DIETZ, Karl-Josef; MIMURA, Tetsuro. Vacuolar compartmentalization as indispensable component of heavy metal detoxification in plants. **Plant, Cell & Environment**, v. 39, n. 5, p. 1112-1126, 2016.

SHARMA, A., KUMAR, V., SHAHZAD, B. et al. Photosynthetic response of plants under different abiotic stresses: A Review. **J Plant Growth Regul**, v. 39, p.509–531, 2020.

SHIVANNA, K. R. Climate change and its impact on biodiversity and human welfare. **Proceedings of the Indian National Science Academy**, v. 88, n. 2, p. 160-171, 2022.

SHIVANNA, K. R. The sixth mass extinction crisis and its impact on biodiversity and human welfare. **Resonance**, v. 25, n. 1, p. 93-109, 2020.

SHIVANNA, K. R.; SANJAPPA, M. Conservation of endemic and threatened flowering plants: challenges and priorities for India. **J. Indian Bot. Soc**, v. 101, p. 269-290, 2021.

SICILIA, A. et al. RNA Seq analysis of giant cane reveals the leaf transcriptome dynamics under long-term salt stress. **BMC Plant Biology**, v. 19, n. 1, p. 1-24, 2019.

SILVA, E. Caracterização morfo-biométrica e efeitos ecotóxicológicos de chumbo na germinação de sementes de *Schinus terebinthifolius* Raddi. **Revista Plant scientific article**.v.84, p. 1-7, 2017.

SILVA-GIGANTE, M. et al. Heavy metals and metalloids accumulation in common beans (*Phaseolus vulgaris* L.): A review. **Chemosphere**, p. 139010, 2023.

SINGH, K.; TRIPATHI, S.; CHANDRA, R.. Bacterial assisted phytoremediation of heavy metals and organic pollutants by *Cannabis sativa* as accumulator plants growing on distillery sludge for eco-restoration of polluted site. **Journal of Environmental Management**, v. 332, p. 117294, 2023.

SINGH, U. et al. Technological pathways and market mechanisms to accelerate reductions in methane and nitrous oxide emissions. **Science**, 2022.

SITARSKA, M. et al. Removal of mercury from water by phytoremediation process with *Salvinia natans* (L.) All. **Ciência Ambiental e Pesquisa em Poluição**, v. 30, n. 36, p. 85494-85507, 2023.

SKEIE, R. B. et al. Perspective has a strong effect on the calculation of historical contributions to global warming. **Environmental Research Letters**, v. 12, n. 2, p. 024022, 2017.

SNIF- Sistema Nacional de Informações Florestais. <https://snif.florestal.gov.br/>. Acessado: 02/10/2023.

SOROYE, P.; NEWBOLD, T.; KERR, J. Climate change contributes to widespread declines among bumble bees across continents. **Science**, v. 367, n. 6478, p. 685-688, 2020.

SOUZA, B.; HADDAD, E. Climate change in Brazil: dealing with uncertainty in agricultural productivity models and the implications for economy-wide impacts. **Spatial Economic Analysis**, v. 17, n. 1, p. 83-100, 2022.

STEVANOVIĆ, M. et al. The impact of high-end climate change on agricultural welfare. **Science advances**, v. 2, n. 8, p. e1501452, 2016.

STOEVA, N.; KAYMAKANOVA, M. Effect of salt stress on the growth and photosynthesis rate of bean plants (*Phaseolus vulgaris* L.). **Journal of Central European Agriculture**, v. 9, n. 3, p. 385-391, 2008.

SU, Y; LIANG, Y. Leaf uptake and downward translocation of trichloroethylene and 1,2,3-trichlorobenzene in air-plant-water systems. **Hazardous Materials Magazine**, v. 252, p. 300-305, 2013.

SUZUKI, N. et al. Abiotic and biotic stress combinations. **New Phytologist**, v. 203, n. 1, p. 32-43, 2014.

SWAIN, S. et al. Impact of Climate Change on Groundwater Hydrology: A Comprehensive Review and the Current Status of Indian Hydrogeology. **Applied Water Science**, v. 6, pág. 120, 2022.

SYTAR, Oksana et al. Physiological and molecular mechanisms of metal accumulation in hyperaccumulator plants. *Physiologia plantarum*, v. 173, n. 1, p. 148-166, 2021.

SANTOS G.C.G.D. Comportamento de B, Zn, Mn, e Pb em solo contaminado sob cultivo de plantas e adição de fontes de matéria orgânica como amenizantes do efeito tóxico. Tese de Doutorado. Curso de Agronomia, Área de Concentração em Solos e Nutrição de Plantas, Universidade de São Paulo (USP), Piracicaba, SP. 2005.

TAMÁS, L.; MISTRÍK, I.; ZELINOVÁ, V. Heavy metal-induced reactive oxygen species and cell death in barley root tip. **Environmental and experimental botany**, v. 140, p. 34-40, 2017.

TANURE, T.M.P.; DOMINGUES, E.P.; MAGALHÃES, A.S. Regional impacts of climate change on agricultural productivity: evidence on large-scale and family farming in Brazil. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 62, 2023.

TEMMERMAN, L. et al. Accumulation of atmospheric deposition of As, Cd and Pb by bush bean plants. **Environmental Pollution**, v. 199, p. 83-88, 2015.

TERZANO, R. et al. Effects of fire on the distribution and bioavailability of potentially toxic elements (PTEs) in agricultural soils. **Chemosphere**, v.281 , 130752, 2021

TOLEDO, M. Z.; FONSECA, N. R.; CESAR, M. L.; SORATTO, R. P.; CAVARIANI, C.; CRUSCIOL, C. A. C. Qualidade fisiológica e armazenamento de sementes de feijão em função da aplicação tardia de nitrogênio em cobertura. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v.39, p.124-133, 2009.

TOSINI, L. et al. Gain in biodiversity but not in phytostabilization after 3 years of ecological restoration of contaminated Mediterranean soils. **Ecological Engineering**, v. 157, p. 105998, 2020.

TRENBERTH, K.E. Conceptual framework for changes of extremes of the hydrological cycle with climate change. **Climatic change**, v. 42, n. 1, p. 327-339, 1999.

TURKAN, I. et al. Reactive oxygen species and redox regulation in mesophyll and bundle sheath cells of C4 plants. **Journal of Experimental Botany**, v. 69, n. 14, p. 3321-3331, 2018.

TYTLA, M.. Identification of the chemical forms of heavy metals in municipal sewage sludge as a critical element of ecological risk assessment in terms of its agricultural or natural use. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 17, n. 13, p. 4640, 2020.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. Fisiologia vegetal. 5 ed. Porto Alegre: Artmed, 2013. 954p.

ULLAH, A. et al. Phytoremediation of heavy metals assisted by plant growth promoting (PGP) bacteria: a review. **Environmental and Experimental Botany**, v. 117, p. 28-40, 2015.

URAGUCHI, S.; FUJIWARA, T. Cadmium transport and tolerance in rice: perspectives for reducing grain cadmium accumulation. **Rice**, v. 5, p. 1-8, 2012.

VALIN, H. et al. The future of food demand: understanding differences in global economic models. **Agricultural Economics**, v. 45, n. 1, p. 51-67, 2014.

VAREDA, J. P.; VALENTE, A. J; DURÃES, L. Assessment of heavy metal pollution from anthropogenic activities and remediation strategies: A review. **Journal of environmental management**, v. 246, p. 101-118, 2019.

VEJAN, P. et al. Role of plant growth promoting rhizobacteria in agricultural sustainability—a review. **Molecules**, v. 21, n. 5, p. 573, 2016.

VOOSEN, P. Key Antarctic ice shelf is within years of failure. **Science**, v. 374, n. 6574, p. 1420-21, 2021.

VEZZA, M. E. et al. Arsenic stress effects on root water absorption in soybean plants: Physiological and morphological aspects. **Plant Physiology and Biochemistry**, v. 123, p. 8-17, 2018.

WAGNER, D.L. Insect declines in the Anthropocene. **Annual review of entomology**, v. 65, p. 457-480, 2020.

WANG, Q. et al. Phytoremediation strategies for heavy metal-contaminated soil by selecting native plants near mining areas in Inner Mongolia. **Environmental Science and Pollution Research**, p. 1-14, 2023.

WANG, Y.P. et al. The influence of soil heavy metals pollution on soil microbial biomass, enzyme activity, and community composition near a copper smelter. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 67, n. 1, p. 75-81, 2007.

WCRP - WOUTERS, B. et al. Global sea-level budget 1993--present. **Earth System Science Data**, v. 10, n. 3, p. 1551-1590, 2018.

WHO- World Health Organization - World Health Statistics 2016 [OP]: Monitoring Health for the Sustainable Development Goals (SDGs). World Health Organization, 2016.

WHO- World Health Organization- Report-2021-
<https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/336875/WHO-HSE-PHE-EPE-11.01.21-por.pdf>. Acessado 20/05/2022.

WIERZBICKA, M.; OBIDZIŃSKA, J. The effect of lead on seed imbibition and germination in different plant species. **Plant science**, v. 137, n. 2, p. 155-171, 1998.

WOODWARD, Frank Ian. Climate and plant distribution. Cambridge University Press, 1987.

WORAHARN, Sasimar et al. Rhizofiltration of cadmium and zinc in hydroponic systems. **Water, Air & Soil Pollution**, v. 232, n. 5, p. 204, 2021.

WU, Q.; JUNHO, Q.I.; XIA, X. Long-term variations in heavy metals from reservoir sediments with changes in trophic states: Implications for the impact of climate change. **Total Environmental Science**, v. 609, p. 242-250, 2017.

YADAV, B. K.; SIEBEL, M. A.; VAN BRUGGEN, J.J.A. Rhizofiltration of a heavy metal (lead) containing wastewater using the wetland plant *Carex pendula*. **CLEAN-Soil, Air, Water**, v. 39, n. 5, p. 467-474, 2011.

YAN, A.; WANG, Y.; TAN, S.N.; MOHD YUSOF, M.L.; GHOSH, S.; CHEN, Z. Phytoremediation: A promising approach for revegetation of heavy metal-polluted land. **Front. Plant Sci.** V.11, p. 359, 2020.

YAN, X. et al. Heavy metals uptake and translocation of typical wetland plants and their ecological effects on the coastal soil of a contaminated bay in Northeast China. **Science of the Total Environment**, v. 803, p. 149871, 2022.

YANG, G.E. et al. Influence of high levels of atmospheric CO₂ on the phytoremediation effect of *Festuca arundinacea* intercropped with *Echinochloa caudata*. **Chemosphere**, v. 270, p. 128654, 2021.

ZATTARA, E.E.; AIZEN, M. A. Worldwide occurrence records suggest a global decline in bee species richness. **One Earth**, v. 4, n. 1, p. 114-123, 2021.

ZHANG, H. et al. Biorremediação de solos co-contaminados com metais pesados e pesticidas: Fatores de influência, mecanismos e métodos de avaliação. **Revista de Engenharia Química**, v. 125657, 2020.

ZHAO, F.J. et al. Toxic metals and metalloids: Uptake, transport, detoxification, phytoremediation, and crop improvement for safer food. **Molecular Plant**, v. 15, n. 1, p. 27-44, 2022.

ZHAO, Z. et al. Climate warming has changed phenology and compressed the climatically suitable habitat of *Metasequoia glyptostroboides* over the last half century. **Global Ecology and Conservation**, v. 23, p. e01140, 2020.

ZHU, C. et al. Carbon dioxide (CO₂) levels this century will alter the protein, micronutrients, and vitamin content of rice grains with potential health consequences for the poorest rice-dependent countries. **Science advances**, v. 4, n. 5, p. eaaq1012, 2018.

ZHU, T.; FONSECA DE LIMA, C.F.; DE SMET, I. The heat is on: how crop growth, development, and yield respond to high temperature. **Journal of Experimental Botany**, v. 72, n. 21, p. 7359-7373, 2021.

ZINE, H. et al. Guidelines for a phytomanagement plan by the phytostabilization of mining wastes. **Scientific African**, v. 10, p. e00654, 2020.