



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIA DO SOLO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO

JOSÉ LUCAS SOUSA DE ANDRADE

**CONTRIBUIÇÃO DE SILÍCIO E MICORRIZAS ARBUSCULARES PARA
ATENUAÇÃO DA TOXIDEZ POR CÁDMIO EM *Mimosa caesalpiniaefolia* Benth.**

FORTALEZA
2023

JOSÉ LUCAS SOUSA DE ANDRADE

CONTRIBUIÇÃO DE SILÍCIO E MICORRIZAS ARBUSCULARES PARA ATENUAÇÃO
DA TOXIDEZ POR CÁDMIO EM *Mimosa caesalpiniaefolia* Benth.

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciências do Solo. Área de concentração: Química, Fertilidade e Biologia do Solo.

Orientador: Prof. Dr. Paulo Furtado Mendes Filho.

FORTALEZA

2023

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Sistema de Bibliotecas
Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

- A567c Andrade, José Lucas Sousa de.
Contribuição de silício e micorrizas arbusculares para atenuação da toxidez por cádmio em *Mimosa caesalpiniaefolia* Benth. / José Lucas Sousa de Andrade. – 2024.
80 f. : il. color.
- Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Fortaleza, 2024.
Orientação: Prof. Dr. Paulo Furtado Mendes Filho.
1. Metais pesados. 2. FMA. 3. Ácido monossilícico. I. Título.

CDD 631.4

JOSÉ LUCAS SOUSA DE ANDRADE

CONTRIBUIÇÃO DE SILÍCIO E MICORRIZAS ARBUSCULARES PARA ATENUAÇÃO
DA TOXIDEZ POR CÁDMIO EM *Mimosa caesalpiniaefolia* Benth.

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciências do Solo. Área de concentração: Química, Fertilidade e Biologia do Solo.

Aprovada em: 29 / 11 / 2023.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Paulo Furtado Mendes Filho (Orientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Arthur Prudêncio de Araújo Pereira
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Dr. Kaio Gráculo Vieira Garcia
Universidade Federal do Ceará (UFC)

A todos aqueles que me apoiaram, dentro e fora da universidade. A todos aqueles que foram combustível, mas também aqueles que foram escuridão.

AGRADECIMENTOS

Foi um período com muitos acontecimentos onde planejei, falhei, me adaptei e avancei, e com cada nova mudança vieram novos desafios mais difíceis e novas conclusões a respeito de mim mesmo a partir de diferentes perspectivas vividas. Um período de transformações, onde aprendi mais sobre mim, sobre o mundo e sobre o valor de uma vida. Só temos uma única chance e ela está nas nossas mãos agora, já que o passado se foi e o futuro é completamente incerto. E de fato, quando partimos, todo o resto continua. O que eu fiz com a minha única chance?

Assim, gostaria de agradecer a todos que agregaram algo ao meu trabalho de pesquisa, mas também aqueles que me apoiaram ao longo desse período não só como pesquisador:

Ao meu orientador e prof. Dr. Paulo Mendes, não só pela excelente orientação, mas também pela excelente amizade;

Ao meu co-orientador Dr. Kaio Vieira, por todos os conselhos e ser como um irmão para mim, me ajudando tanto com a minha pesquisa, como com a minha vida;

A todos os professores do Departamento de Ciência do Solo - UFC, que estiveram comigo nesta jornada, em especial ao professor Dr. Arthur Prudêncio participante da banca examinadora desde o projeto, por todo tempo e pelas valiosas colaborações e sugestões;

As minhas amigas Rovenne e Emilly do Laboratório de Pedologia - DCS.

Aos meus amigos Rodrigo e Crisanto do Laboratório de Química do Solo - DCS.

Aos meus amigos Angélica e Franzé do Laboratório de Física do Solo – DCS.

Ao Elder, Erick e Jarlane do Laboratório de Microbiologia do Solo - DCS.

À laboratorista Fátima, sempre disposta a ajuda e compartilhar seus ensinamentos.

Aos queridos Antônio José e Amilson, e ao laboratório da FUNCEME – UFC.

À Deyse e Rafaela do Laboratório de Manejo do Solo – DCS.

Ao meu amigo Dr. Matheus Guimarães, sempre disposto a me orientar.

A todos os demais profissionais do DCS, os secretários e amigos, Marilene e Edilson e a sempre simpática Dona Helena, além da equipe que realizou a manutenção do telhado da casa de vegetação e os dois rapazes que me ajudaram na limpeza dela.

Ao meu querido amigo Iury, e as professoras Dra Roberta, Dra. Ana, Dra. Cláudia e Dra. Suzana do Centro de Ciências – UFC.

Ao Engenheiro Pedro Ramon e professor Dr. Aníbal Coutinho do Centro de Ciências Agrárias – UFC.

À professora Dra. Elzânia Sales e os queridos Danilo e Dona Rose do Laboratório de Nutrição Animal (Lana) do Departamento de Zootecnia - UFC.

Ao Centro de Recursos Biológicos Johanna Döbereiner (CRB-JD) da Embrapa Agrobiologia, por fornecer o inóculo utilizado na pesquisa.

À minha grande amiga Dariane e todos os seus colegas da Pós-Graduação em Fitotecnia – UFERSA.

Aos meus presentes colegas e amigos Fernanda, Vitória, Tiago, Leonardo, Fernanda, Joe, Débora e May da UFC; todos os meus amigos e colegas, em especial o Prof. Marc, da Escola de Artes; todos os meus amigos, Carlos Alberto, Patrícia, Laysa, Bruno, Duda 1, Duda 2 e Felipe, da KNN; além do meu grande amigo, mentor e professor de música Jorge, e dos demais amigos de longa data, Tony, Leo, Marcos, Walaf e Matheus.

À minha família, em especial meus pais e meus padrinhos por toda paciência que tiveram nesse período comigo, e também agradeço aos meus dois “filhos” Bellafox e Kimmy (in memoriam) por me fazerem companhia durante tantas madrugadas extenuantes acordado.

À minha querida psicóloga de longa data Adriana, muito obrigado mesmo.

À grandiosa equipe de profissionais da saúde, que estes me acolheram, assistiram e me acompanham ainda, nesses mais de 12 meses de desafios e superações, me devolvendo a esperança.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES), pelo apoio financeiro com a manutenção da bolsa de auxílio.

E claro, agradeço especialmente ao meu Deus, luz divina que integra o universo, que me guiou e cedeu toda a matéria-prima e seres vivos para a realização deste trabalho.

“Não é o mais forte que sobrevive, nem o mais inteligente, mas aquele que melhor se adapta às mudanças” (CHARLES DARWIN).

RESUMO

O cádmio (Cd) é um metal não essencial para os processos biológicos e é notoriamente conhecido por sua elevada toxicidade ambiental e bioacumulação nos tecidos. A contaminação do solo por metais pesados (MP) como Cd é considerada um problema global. Os fungos micorrízicos arbusculares (FMA) estabelecem associação mutualística com mais de 80% das plantas terrestres e têm um papel fundamental na melhoria da absorção de elementos essenciais e benéficos, como o fósforo (P) e o silício (Si). Particularmente, essa função revela-se crucial em solos contaminados com MP. O Si é um elemento abundante na crosta terrestre e, embora não seja classificado como nutriente, sua importância tem destaque devido ao seu papel no fortalecimento das plantas contra estresses ambientais, como aqueles causados por MP. Nossa hipótese é de que plantas inoculadas com FMA potencializam a absorção de Si, resultando em um sistema de menor toxicidade e maior tolerância para *Mimosa caesalpiniaefolia* Benth. em solo contaminado com Cd. Assim objetivamos avaliar o efeito de níveis de Si e inoculação com FMA no crescimento inicial e tolerância da planta crescendo em um solo contaminado por Cd. O ensaio foi conduzido em casa de vegetação do Departamento de Ciências do Solo da Universidade Federal do Ceará (UFC), Campus Pici, Fortaleza, Ceará, Brasil. O solo foi distribuído em vasos com capacidade de 2 L. Cada vaso recebeu 2 kg de solo. A contaminação do solo foi realizada pela adição de Cd na concentração de 25 mg kg⁻¹ de solo. Após o início da incubação do Cd no solo, deu-se início a adição de Si de acordo com as concentrações pré-estabelecidas: 0 mg kg⁻¹, 150 mg kg⁻¹, 225 mg kg⁻¹ e 300 mg kg⁻¹. Foi utilizada a espécie *M. caesalpiniaefolia* inoculada e não inoculada com *Rhizoglossum clarum*. O delineamento experimental foi o inteiramente casualizado (DIC), em esquema fatorial 2x4. A inoculação com FMA no nível de 300 mg de Si por kg de solo promoveu aumento significativo nas variáveis de qualidade de rendimento. As variáveis microbiológicas foram significativamente influenciadas pelos níveis de Si aplicados no solo e pela inoculação com FMA. Menores teores de Cd no solo foram encontrados nos tratamentos inoculados com FMA, e nos níveis de Si de 225 mg kg⁻¹ e 300 mg kg⁻¹, sem interação significativa entre os fatores, sendo independentes um do outro. Os menores teores de Cd na parte aérea da planta foram observados quando houve inoculação com FMA e em conjunto com a adição de Si em todos os níveis aplicados no solo. A inoculação de *M. caesalpiniaefolia* com FMA, combinada com a aplicação de Si, em particular nos níveis de 225 mg kg⁻¹ e 300 mg de Si por kg⁻¹, mitigou a toxidez induzida por Cd e maximizou o crescimento da planta. A interação entre FMA e Si em plantas com característica fitoestabilizadora pode ser uma

estratégia promissora para a reabilitação de solos contaminados por Cd.

Palavras-chave: metais pesados; FMA; ácido monossilícico.

ABSTRACT

Cadmium (Cd) is a non-essential metal for biological processes and is notoriously known for its high environmental toxicity and bioaccumulation in tissues. Soil contamination by heavy metals (PM) such as Cd is considered a global problem. Arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) establish a mutualistic association with more than 80% of terrestrial plants and play a fundamental role in improving the absorption of essential and beneficial elements, such as phosphorus (P) and silicon (Si). Particularly, this function proves to be crucial in soils contaminated with PM. Si is an abundant element in the Earth's crust and, although it is not classified as a nutrient, its importance is highlighted due to its role in strengthening plants against environmental stresses, such as those caused by PM. Our hypothesis is that plants inoculated with AMF enhance Si absorption, resulting in a system with lower toxicity and greater tolerance for *Mimosa caesalpiniaefolia* Benth. in soil contaminated with Cd. Thus, we aimed to evaluate the effect of Si levels and inoculation with AMF on the initial growth and tolerance of the plant growing in soil contaminated by Cd. The test was conducted in a greenhouse at the Department of Soil Sciences of the University Federal do Ceará (UFC), Campus Pici, Fortaleza, Ceará, Brazil. The soil was distributed in pots with a capacity of 2 L. Each pot received 2 kg of soil. Soil contamination was carried out by adding Cd at a concentration of 25 mg kg⁻¹ of soil. After the start of the Cd incubation in the soil, the addition of Si began according to the pre-established concentrations: 0 mg kg⁻¹, 150 mg kg⁻¹, 225 mg kg⁻¹ and 300 mg kg⁻¹. The species *M. caesalpiniaefolia* inoculated and not inoculated with *Rhizoglyphus clarum* was used. The experimental design was completely randomized, in a 2x4 factorial scheme. Inoculation with AMF at a level of 300 mg of Si per kg of soil promoted a significant increase in yield quality variables. Microbiological variables were significantly influenced by the levels of Si applied to the soil and by inoculation with AMF. Lower Cd levels in the soil were found in treatments inoculated with AMF, and at Si levels of 225 mg kg⁻¹ and 300 mg kg⁻¹, with no significant interaction between the factors, being independent of each other. Lower Cd levels in the shoot were observed when there was inoculation with AMF and in conjunction with the addition of Si at all levels applied to the soil. Inoculation of *M. caesalpiniaefolia* with AMF, combined with application of Si, in particular at levels of 225 mg kg⁻¹ and 300 mg Si per kg⁻¹, mitigated Cd-induced toxicity and maximized plant growth. The interaction between AMF and Si in plants with phytostabilizing characteristics may be a promising strategy for the rehabilitation of Cd-contaminated soils.

Keywords: heavy metals; AMF; monosilicic acid.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1 – Crescimento de plantas de *M. caesalpiniaefolia* sem inoculação micorrízica (-FMA), com inoculação micorrízica (+FMA) e quatro níveis de Si aplicados no solo (A - 0mg kg⁻¹; B - 150 mg kg⁻¹; C – 225 mg kg⁻¹ e D – 300 mg kg⁻¹)..... 46
- Figura 2 – Parâmetros de crescimento de plantas de *M. caesalpiniaefolia* submetidas a diferentes tratamentos. Massa seca da parte aérea (MSPA) (a), massa seca da raiz (MSR) (b), altura (ALT) (c), comprimento da raiz (CR) (d), diâmetro do colo (DC) (e) e número de folhas (NF) (f). Os valores da figura representam a média de cinco repetições ± erro padrão. Letras maiúsculas indicam diferenças significativas entre os níveis de Si sem ou com inoculação micorrízica (-FMA/+FMA), enquanto letras minúsculas e asteriscos representam diferenças significativas entre plantas sem e com inoculação micorrízica (-FMA/+FMA) dentro do mesmo nível de Si pelo teste de Scott-Knott ($p \leq 0.05$)..... 47
- Figura 3 – Índice de robustez (IR) (a) e índice de qualidade de Dickson (IQD) em plantas de *M. caesalpiniaefolia* submetidas a diferentes tratamentos. Os valores da figura representam a média de cinco repetições ± erro padrão. Letras maiúsculas indicam diferenças significativas entre os níveis de Si sem ou com inoculação micorrízica (-FMA/+FMA), enquanto letras minúsculas e asteriscos representam diferenças significativas entre plantas sem e com inoculação micorrízica (-FMA/+FMA) dentro do mesmo nível de Si pelo teste de Scott-Knott ($p \leq 0.05$)..... 49
- Figura 4 – Abundância de esporos de FMA no solo (AESP) (a), colonização micorrízica total (CMT) (b) e frequência de arbúsculos (FA) (c) em plantas de *M. caesalpiniaefolia* submetidas a diferentes tratamentos. Os valores da figura representam a média de cinco repetições ± erro

	padrão. Letras maiúsculas indicam diferenças significativas entre os níveis de Si sem ou com inoculação micorrízica (-FMA/+FMA), enquanto letras minúsculas e asteriscos representam diferenças significativas entre plantas sem e com inoculação micorrízica (-FMA/+FMA) dentro do mesmo nível de Si pelo teste de Scott-Knott ($p \leq 0.05$).....	51
Figura 5	– Fotomicrografias das raízes de <i>M. caesalpiniaefolia</i> após a coloração. V: vesícula; HI: hifa intrarradicular; HE: hifa extrarradicular; A: arbúsculo e E: esporo.....	52
Figura 6	– pH da solução do solo, teores de Si (Si S) e cádmio no solo (Cd S) em plantas de <i>M. caesalpiniaefolia</i> submetidas a diferentes tratamentos. Os valores da figura representam a média de cinco repetições \pm erro padrão. Letras maiúsculas indicam diferenças significativas entre os níveis de Si sem ou com inoculação micorrízica (-FMA/+FMA), enquanto letras minúsculas e asteriscos representam diferenças significativas entre plantas sem e com inoculação micorrízica (-FMA/+FMA) dentro do mesmo nível de Si pelo teste de Scott-Knott ($p \leq 0.05$).....	54
Figura 7	– Teores de Si na parte aérea (Si PA) (a) e raiz (Si R) (b) em plantas de <i>M. caesalpiniaefolia</i> submetidas a diferentes tratamentos. Os valores da figura representam a média de cinco repetições \pm erro padrão. Letras maiúsculas indicam diferenças significativas entre os níveis de Si sem ou com inoculação micorrízica (-FMA/+FMA), enquanto letras minúsculas e asteriscos representam diferenças significativas entre plantas sem e com inoculação micorrízica (-FMA/+FMA) dentro do mesmo nível de Si pelo teste de Scott-Knott ($p \leq 0.05$).....	56
Figura 8	– Teores de cádmio na parte aérea (Cd PA) (a) e raiz (Cd R) (b) em plantas de <i>M. caesalpiniaefolia</i> submetidas a diferentes tratamentos. Os valores da figura representam a média de cinco repetições \pm erro padrão. Letras maiúsculas indicam diferenças significativas entre os níveis de Si sem ou com inoculação micorrízica (-FMA/+FMA),	57

- enquanto letras minúsculas e asteriscos representam diferenças significativas entre plantas sem e com inoculação micorrízica (-FMA/+FMA) dentro do mesmo nível de Si pelo teste de Scott-Knott ($p \leq 0.05$).....
- Figura 9 – Teores de fósforo (P) (a), cálcio (Ca) (b), magnésio (Mg) (c) e zinco (Zn) (d) na parte aérea de plantas de *M. caesalpiniaefolia* submetidas a diferentes tratamentos. Os valores da figura representam a média de cinco repetições \pm erro padrão. Letras maiúsculas indicam diferenças significativas entre os níveis de Si sem ou com inoculação micorrízica (-FMA/+FMA), enquanto letras minúsculas e asteriscos representam diferenças significativas entre plantas sem e com inoculação micorrízica (-FMA/+FMA) dentro do mesmo nível de Si pelo teste de Scott-Knott ($p \leq 0.05$)..... 58
- Figura 10 – Análise de Componentes Principais (ACP) entre os parâmetros químicos do solo, crescimento, elementos da planta e indicadores da atividade micorrízica em quatro níveis de Si (0, 150, 225 e 300 mg kg⁻¹) na ausência (-FMA) e presença de inoculação com FMA (+FMA)..... 60
- Figura 11 – Correlações de Pearson entre os indicadores de atividade micorrízica e os parâmetros de crescimento, elementos da planta e químicos do solo em quatro níveis de Si (0, 150, 225 e 300 mg kg⁻¹) na ausência (-FMA) (a) e presença de inoculação com FMA (+FMA) (b)..... 61

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Valores de orientação para solo contaminado por cádmio segundo órgãos ambientais do Brasil.....	24
Quadro 2 – Valores de orientação para solo contaminado por cádmio segundo órgãos ambientais internacionais.....	25
Quadro 3 – Esquema de tratamentos utilizados.....	42

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Características químicas do solo coletado no Campus do Pici, Fortaleza, Ceará.....	38
---	----

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
FAO	Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura
FMA	Fungos Micorrízicos Arbusculares
FUNCEME	Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos
OMS	Organização Mundial da Saúde
ONU	Nações Unidas
UFC	Universidade Federal do Ceará

LISTA DE SÍMBOLOS

- % Porcentagem
- © Copyright
- ® Marca Registrada

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	19
1.1	Hipótese	20
1.2	Objetivos	20
2	RERERENCIAL TEÓRICO	21
2.1	Contaminação do solo por metais pesados	21
2.2	Cádmio no solo e na planta	22
2.3	Espécies leguminosas e sua importância na revegetação de áreas contaminadas por metais pesados	28
2.4	Os FMA e sua importância na proteção das plantas contra e excesso de metais pesados.	29
2.5	Silício e seu papel na mitigação do estresse por metais pesados em plantas	33
3	MATERIAL E MÉTODOS	38
3.1	Coleta e caracterização do solo	38
3.1.1	<i>Coleta</i>	38
3.1.2	<i>Caracterização inicial do solo.</i>	38
3.2	Área experimental	39
3.3	Inóculo de FMA	39
3.4	Espécie vegetal	39
3.5	Procedimento experimental em casa de vegetação	40
3.5.1	<i>Preparo do solo</i>	40
3.5.1.1	<i>Distribuição nos vasos</i>	40
3.5.1.2	<i>Contaminação por cádmio</i>	40
3.5.1.3	<i>Aplicação de silício</i>	40
3.5.2	<i>Plantio</i>	41
3.5.2.1	<i>Preparo das sementes</i>	41
3.5.2.2	<i>Preparo do inoculante e inoculação</i>	41
3.5.2.3	<i>Preparo das mudas para o transplantio</i>	41
3.5.2.4	<i>Transplantio</i>	41
3.5.3	<i>Delineamento experimental</i>	41
3.5.4	<i>Manutenção diária</i>	42

3.5.4.1	<i>Frequência de rega</i>	42
3.5.4.2	<i>Intervenções e interações no sistema</i>	42
3.6	Determinações analíticas	42
3.6.1	<i>Coleta das plantas e avaliações biométricas</i>	42
3.6.2	<i>Determinação da massa da matéria seca das plantas</i>	43
3.6.3	<i>Determinação dos índices de rendimento</i>	43
3.6.4	<i>Determinação dos índices de rendimento</i>	43
3.6.5	<i>Determinação de Si na planta</i>	44
3.6.6	<i>Determinação de P, Zn, Ca e Mg na parte aérea das plantas</i>	44
3.6.7	<i>Determinação de Cd no solo</i>	44
3.6.8	<i>Determinação de Si no solo</i>	44
3.6.9	<i>Determinação do pH da solução do solo</i>	44
3.6.10	<i>Determinação da colonização micorrízica</i>	44
3.6.11	<i>Análise da abundância de esporos no solo</i>	45
3.7	<i>Análise estatística</i>	45
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	46
4.1	<i>Crescimento de plantas de <i>Mimosa caesalpiniaefolia</i> Benth.</i>	46
4.2	<i>Índice de robustez (IR) e índice de qualidade de Dickson (IQD)</i>	49
4.3	<i>Abundância de esporos de FMA no solo (AESP), colonização micorrízica total (CMT) e frequência de arbúsculos (FA)</i>	50
4.4	<i>pH da solução do solo, teores de silício (Si S) e cádmio (Cd S) no solo</i>	53
4.5	<i>Teores de Si na parte aérea (Si PA) e raiz (Si R)</i>	55
4.6	<i>Teores de Cd na parte aérea (Cd PA) e raiz (Cd R)</i>	56
4.7	<i>Teores de fósforo (P), cálcio (Ca), magnésio (Mg) e zinco (Zn) na parte aérea</i>	58
4.8	<i>Relações entre os parâmetros químicos do solo, crescimento e elementos da planta e indicadores da atividade micorrízica</i>	59
5	CONCLUSÕES	62
	REFERÊNCIAS	63

1 INTRODUÇÃO

A contaminação do solo por metais pesados (MP) é considerada um problema global. O cádmio (Cd), um metal de transição, não é essencial para processos biológicos e é notoriamente conhecido por sua elevada toxicidade ambiental. Devido à sua alta persistência, o Cd acumula-se em solos, corpos aquáticos e tecidos biológicos. Essa exposição afeta adversamente a saúde de seres humanos, plantas e animais, impactando a dinâmica dos ecossistemas.

Em seres humanos, a contaminação por Cd está associada a danos renais, osteoporose e câncer. Animais expostos ao Cd manifestam distúrbios reprodutivos e alterações genéticas, com bioacumulação nos tecidos, afetando a cadeia alimentar. Por sua vez, plantas expostas ao Cd exibem sintomas como clorose, necrose, distúrbios de crescimento, alterações na absorção de nutrientes e comprometimento da qualidade alimentar. Além disso, o Cd também potencializa a produção de espécies reativas de oxigênio (ROS), prejudicando as membranas celulares.

Embora o Cd seja naturalmente encontrado devido à erosão de rochas e atividades vulcânicas, sua prevalência no ambiente tem sido intensificada por atividades humanas. Em particular, a mineração, metalurgia, fabricação de baterias e o uso de fertilizantes fosfatados têm contribuído para sua. Portanto, a contaminação do solo por Cd é um problema ambiental comum em muitas partes do mundo. Diversas abordagens foram propostas para mitigar a toxicidade do Cd em plantas e solo. No entanto, a grande maioria é onerosa e representa riscos de contaminação adicional.

Os fungos micorrízicos arbusculares (FMA) pertencem ao filo Glomeromycota e estabelecem associação mutualística com mais de 80% das plantas terrestres, incluindo culturas de interesse econômico. Recentemente, estudos envolvendo a interação entre plantas e FMA revelaram seu potencial em melhorar o crescimento vegetal e mitigar os efeitos adversos da contaminação de Cd no solo. Além de modular as respostas fisiológicas das plantas ao estresse causado pelos MP, os FMA também têm a capacidade de acumular esses metais, reduzindo sua toxicidade para as plantas. Conforme relatado por Garcia *et al.* (2020), os esporos fúngicos desempenham um papel fundamental nesse processo, atuando como barreiras biológicas que acumulam MP e minimizam sua absorção pelas plantas. Esses fungos também têm um papel fundamental na melhoria da absorção de elementos essenciais e benéficos, como o fósforo (P) e o silício (Si). Particularmente, essa função revela-se crucial em solos contaminados com MP, que frequentemente apresentam características adversas, como desequilíbrios nutricionais e toxicidade para as plantas.

O Si é um elemento abundante na crosta terrestre e possui benefícios reconhecidos no sistema solo-planta-ambiente. Embora não seja classificado como nutriente essencial, sua importância tem sido destacada devido ao seu papel no fortalecimento das plantas contra estresses ambientais, como aqueles causados por MP. Alguns mecanismos de desintoxicação de MP envolvendo plantas e Si têm sido relatados na literatura. Dentre estes, estão: a estimulação de sistemas antioxidantes nas plantas, neutralizando espécies reativas e melhorando a resistência ao estresse oxidativo; a complexação e co-precipitação de íons metálicos tóxicos com Si; a diminuição da translocação dos MP da raiz para a parte aérea; a compartimentalização de íons metálicos dentro das plantas e a diminuição na disponibilidade de MP em função da elevação do pH da solução do solo.

Apesar disso, os mecanismos pelos quais o Si e FMA modulam a tolerância de plantas, principalmente em *Mimosa caesalpiniaefolia* Benth., sob a toxicidade de MP ainda não são bem compreendidos. Este estudo busca, pela primeira vez, entender o sinergismo entre FMA e silício e como essa interação pode favorecer o crescimento e tolerância de *M. caesalpiniaefolia* em solo contaminado por Cd.

1.1 Hipótese

A nossa hipótese é de que plantas inoculadas com FMA potencializam a absorção de Si, resultando em um sistema de menor toxicidade e maior tolerância para *M. caesalpiniaefolia* em solo contaminado com Cd.

1.2 Objetivos

- (i) Avaliar o efeito de níveis de Si e inoculação com FMA no crescimento inicial e tolerância de *Mimosa caesalpiniaefolia* Benth. em um solo contaminado por Cd.
- (ii) Correlacionar os indicadores de atividade micorrízica com os parâmetros de crescimento e elementos químicos da planta e do solo, sob o efeito da aplicação de Si e FMA em solo contaminado por Cd.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Contaminação do solo por metais pesados

Por definição simples, metais pesados compreendem aqueles elementos com densidade relativa elevada, geralmente maior que 4 a 5 g/cm³. Apresentam propriedades bioacumuladoras, alta reatividade e são intimamente associados a elementos tóxicos (Tchounwou *et al.*, 2012), .

Metais pesados ocorrem naturalmente na litosfera. Alumínio, antimônio, arsênio, cádmio, chumbo, cromo, cobalto, estanho, cobre, ferro, manganês, mercúrio, níquel, selênio, tálio, telúrio e zinco, são exemplos de alguns elementos desse tipo (Tchounwou *et al.*, 2012; Chiroma *et al.*, 2014).

Alguns desses estão presentes também na agricultura por meio da utilização de compostos fertilizantes e outros agroquímicos, sendo assim adicionados ao solo por meio da atividade humana. Além da agricultura, a indústria, a mineração, os lixões a céu aberto não controlados e os aterros sanitários são atividades humanas que contribuem para essa adição de contaminantes ao solo (Frota & Vasconcelos, 2019; El Ati-Hellal & Hellal, 2021).

De ocorrência natural, muitos desses elementos fazem parte, quando em pequenas quantidades, de processos importantes para os seres vivos, porém em excesso na natureza, mais especificamente no solo, trazem alterações para os seres vivos presentes no solo, como a inibição do crescimento e desenvolvimento tanto da comunidade vegetal como microbiana (El Ati-Hellal & Hellal, 2021). Esses efeitos podem indiretamente ou diretamente impactar no ecossistema por inteiro, influenciando a saúde humana (Thévenod & Lee, 2013; Singh *et al.*, 2016).

A contaminação dos solos por metais pesados tem aumentado drasticamente nos últimos anos. A poluição por meio da utilização de produtos com esses elementos e seu descarte inadequado, além dos processos de mineração e fundição para obtenção destes, são os principais fatores potencializadores desse efeito (Baird, 2002; Frota & Vasconcelos, 2019). O chumbo por exemplo, um problema global sério, pode ser encontrado em diversos lugares, desde o solo como o ar e persistir por décadas. De acordo com a OMS nenhum nível de chumbo no sangue é seguro (BBC, 2021).

O Cd, assim como o Pb, pode ser encontrado em baterias e componentes eletrônicos, além do uso em pigmentos e fertilizantes inorgânicos (Genchi *et al.*, 2020). Assim, grande parte desses metais possuem interações com os seres humanos. O abuso de produtos com cádmio na agricultura agrega muito deste material ao solo que, juntamente com o descarte e

a reciclagem inadequadas de baterias e outros componentes eletrônicos, permite que esse material venha a entrar em contato com animais e o solo (BBC, 2021; Frota & Vasconcelos, 2019).

A contaminação por metais pesados pode trazer diversos prejuízos ambientais devido, principalmente, à sua capacidade de bioacumulação e toxicidade, de tal forma que tanto no solo como na água elevadas concentrações desses elementos podem causar sérios danos a saúde (El Ati-Hellal & Hellal, 2021). Os metais tóxicos se acumulam em seres vivos e podem ser transportados por vários níveis tróficos, provocando variados distúrbios.

Na saúde humana o acúmulo de metais pesados decorrentes do contato, ingestão ou inalação pode causar diversos distúrbios fisiológicos, assim como nas plantas inibem seu desenvolvimento e provocam perdas de órgãos (Singh *et al.*, 2016; Hashem *et al.*, 2018; Genchi *et al.*, 2020). Nos seres humanos o acúmulo de metais pode desencadear doenças como disfunções em órgãos como rins, ossos e cérebro, causar o aborto ou parto prematuro, além de dificultar a reprodução, inibir a absorção de nutrientes e o apetite, além de casos de paralisia, câncer ou até mesmo a morte (El Ati-Hellal & Hellal, 2021)

Medidas mitigadoras educadoras também podem fazer parte da solução, considerando sempre as condições únicas de cada local onde podem apresentar problemas específicos e, assim, prevenção adequada. Um exemplo seria a conscientização das pessoas em cidades de grande porte para um descarte adequado de baterias, eletrodomésticos e outros eletrônicos (Frota & Vasconcelos, 2019; Laniyan & Morakinyo, 2021). Medidas de estabilização e remediação também podem ser empregadas quando a contaminação já é ocorrente, com a adoção de tratamentos físicos e químicos, com destaque para as estratégias biológicas mitigadoras como a fitoremediação e outras técnicas de remediação verde que buscam estabilizar esses elementos tóxicos com um custo reduzido e sem que envolva riscos de contaminações secundárias como em outros processos (Wang *et al.*, 2020; Wang, *et al.*, 2021a; Ma *et al.*, 2022).

2.2 Cádmio no solo e na planta

O cádmio é um elemento sem função biológica essencial conhecida até o momento, mas ele pode estar naturalmente presente na natureza (El Ati-Hellal & Hellal, 2021; Shaari *et al.*, 2024). Geralmente provém de atividades vulcânicas e erosão de rochas, apresentando duas formas principais, como sulfeto de cádmio (CdS) e como óxido de cádmio (CdO), mas também pode ser comumente encontrado junto aos minerais de zinco como contaminante,

exemplo esfarelita (ZnS), ou está associado ao Cu e Pb (Genchi *et al.*, 2020; CETESB, 2022; Shaari *et al.*, 2024).

O Cd pode se volatilizar em altas temperaturas, seja naturalmente ou na siderurgia, assumindo a forma de óxido, sua principal forma presente na atmosfera, como também pela incineração formando sais, como na forma de cloreto (CETESB, 2022). O sais de Cd podem ser solúveis e de alta mobilidade em água, contaminando corpos hídricos, e não solúveis adsorvendo-se às argilas e entrando na cadeia alimentar posteriormente (Thévenod & Lee, 2013; Singh *et al.*, 2016; CETESB, 2022). No solo, tem o pH como seu principal fator regulador de disponibilidade, de modo que solos mais ácidos tendem ter maior disponibilidade de Cd, a sua forma trocável (na CTC). Uma vez presente na solução tende, se tornará a forma mais lábil e fácil para absorção pelas plantas e outros seres vivos (Wan *et al.*, 2019; CETESB, 2022).

As reações referentes ao Cd no solo variam da adsorção, dessorção, complexação, precipitação e solubilização e são definidas com base no pH da solução do solo, assim como também são influenciadas pelo Eh, teor de matéria orgânica, atividade das argilas e hidróxidos de metais como Fe, Mn e Al (Deucher, 2001). A mobilidade geral do Cd adsorvido no solo é reduzida drasticamente em pH acima de 7,5 e, em contra partida, sua redução abaixo de 5,5 induz uma alta mobilidade, sendo o pH um importante fator modulador. Entretanto, é com a presença da fração orgânica, argilominerais e hidróxidos que o Cd do solo reage se adsorvendo, precipitando, complexando ou se fixando, de modo a ser menos móvel e disponível em solos alcalinos (Deucher, 2001).

Em especiação, as formas de Cd presentes no solo variam de acordo com o pH, sendo comum tanto em solos ácidos como alcalinos a espécie catiônica Cd^{2+} , com mobilidade influenciada principalmente por pH e Eh. De modo geral, o Cd aparece no solo ocupando os complexos de trocas das partículas coloidais (CTC) ou complexado à fração orgânica, como também precipitado em carbonatos, Ca^{2+} livres e fosfatos no solo, ou ainda adsorvido em hidróxidos de Mn, Fe e Al, além de fixados na estrutura cristalina de minerais e na forma de sulfeto em baixa oxigenação (Adriano, 1986).

Dentre os principais contribuintes para o aumento dos níveis de contaminação por cádmio estão alguns pigmentos, polímeros, ligas metálicas, cigarros, baterias, componentes eletrônicos, fertilizantes (principalmente de origem fosfatada e calcários) e defensivos agrícolas inorgânicos. (Frota & Vasconcelos, 2019; El Ati-Hellal & Hellal, 2021; Laniyan & Morakinyo, 2021; CETESB, 2022).

Desde um longo período na história um dos principais meios de contaminação por

Cd em solos utilizados na agricultura advinha do uso de fertilizantes fosfatados que continham o metal como contaminante. Com o passar dos anos a contaminação dos solos por Cd tem aumentado por meio também da contribuição da indústria siderúrgica (como no beneficiamento e produção de Zn, Fe e Cu) e de bens eletrônicos, assim como pelo descarte desses bens de maneira inadequada, onde uma mínima parte é tratada e uma grande parcela contendo diversos metais reativos, como Cd, é perdida culminando por reagir com a água e outros materiais, originando íons ou compostos contaminantes como, por exemplo óxidos, sais ou cátions Cd^{2+} (Thévenod & Lee, 2013; Dong *et al.*, 2014; Genchi et al, 2020; Shaari *et al.*, 2024). Dessa maneira o Cd vem se tornando um problema envolvendo solos e água e, conseqüentemente, impactando de forma negativa os seres vivos (Frota & Vasconcelos, 2019; El Ati-Hellal & Hellal, 2021; Laniyan & Morakinyo, 2021; CETESB, 2022).

No Brasil, o CONAMA 420/2009, estabelece o Valor de Prevenção (VP) para o solo, aquele valor máximo possível para o meio sustentar todas as suas funções principais, e também o Valor de Referência de Qualidade (VRQ), que representa um valor de qualidade ideal e Valor de Investigação (VI) onde deve-se tomar providências para averiguar e controlar os riscos sobre o Cd no solo (Quadro 1). Esses mesmos valores são orientados também pela CETESB (CETESB- DD 125/2021/E), porém para os VI em cenários específicos, os do Estado de São Paulo tornam seus limites bem mais elevados do que os dispostos pelo CONAMA (Quadro 1).

Quadro 1 – Valores de orientação para solo contaminado por cádmio segundo órgãos ambientais do Brasil.

	Cenário	Tipo de valor	Valor*	
CONAMA (CONAMA 420/2009)	Não específico (geral)	Valor de Prevenção (VP)	1,3 mg kg ⁻¹	
		Valor de Referência de Qualidade (VRQ)	< 0,5 mg kg ⁻¹	
	Preservação Máxima ou Agrícola	Valor de Intervenção (VI)	3 mg kg ⁻¹	
			Residencial	8 mg kg ⁻¹
			Industrial	20 mg kg ⁻¹
CETESB (CETESB –	Não específico (geral)	Valor de Prevenção (VP)	1,3 mg kg ⁻¹	
		Valor de Referência de Qualidade (VRQ)	< 0,5 mg kg ⁻¹	

DD 125/2021/E)	Agrícola	Valor de Intervenção (VI)	3,6 mg kg ⁻¹
	Residencial		14 mg kg ⁻¹
	Industrial		160 mg kg ⁻¹

* Valores em mg kg⁻¹ = mg de Cd por kg de solo (peso seco).

Internacionalmente podemos citar a Lista Holandesa de Valores de Qualidade do Solo e da Água Subterrânea – Valores STI (Quadro 2), que estabelece um Valor de Referência (S), onde o solo teria qualidade suficiente para qualquer finalidade, similar ao VQR no Brasil; um Valor de Alerta (T), que seria um valor médio de atenção para o solo devido a alguma alteração; e um Valor de Intervenção (I), similar ao VI no Brasil, um nível no qual existe riscos para os seres vivos, necessitando de ação urgente de monitoramento e controle (Ministry Of Housing, Physical Planning And Environment, 1987; Lower house of the States-General, 1989-1990; CETESB, 2018).

Quadro 2 – Valores de orientação para solo contaminado por cádmio segundo órgãos ambientais internacionais.

	Cenário	Tipo de valor	Valor*
Lista Holandesa de Valores de Qualidade do Solo e da Água Subterrânea – Valores STI (Ministry Of Housing, Physical Planning And Environment, 1987; Lower House Of The States-General, 1989-1990)	Solo argiloso (argila 25%) + Matéria Orgânica >10%	Valor de Referência (S)	0,8 mg kg ⁻¹
		Valor de Alerta (T)	6,4 mg kg ⁻¹
		Valor de Intervenção (I)	12 mg kg ⁻¹
	Solo não argiloso (argila < 25%) + Matéria Orgânica 0%	Valor de Referência (S)	0,4 mg kg ⁻¹
		Valor de Alerta (T)	3,3 mg kg ⁻¹
		Valor de Intervenção (I)	6,1 mg kg ⁻¹
OMS/FAO/Europa (Chiroma <i>et al.</i> , 2014; Kinuthia <i>et al.</i> , 2020)	Não específico (geral)	Valor Máximo de Referência (Similar ao VRQ e S)	0,003 mg kg ⁻¹

* Valores em mg kg⁻¹ = mg de Cd por kg de solo (peso seco).

Para órgãos mundiais e internacionais como a Organização Mundial da Saúde (OMS), Organização para Alimentação e Agricultura (FAO) e as Diretrizes Padrão na Europa, os valores máximos recomendados para Cd presente no solo estão em torno de 3 µg

por g de solo ou 0.003 ppm, sendo este considerado o limite de segurança, até onde o Cd não representaria ameaça para as atividades dos seres vivos (Chiroma *et al.*, 2014; Kinuthia *et al.*, 2020)

Os valores de referência do CONAMA e do método holandês (VRQ e S, respectivamente) que atestam a qualidade para uso, mantêm-se próximos e abaixo de 0,8 mg de Cd por kg de solo, assim é perceptível que este seja o nível de concentração de Cd desejável de ser mantido no solo (Ministry Of Housing, Physical Planning And Environment, 1987; Lower House Of The States-General, 1989-1990; CETESB, 2018; CONAMA, 2009).

Segundo Kabata-Pendias & Pendias (1984) há uma faixa de tolerância média a metais para as espécies vegetais, onde para o Cd estaria entre 3 a 8 mg por kg de solo, ou seja, essa seria a faixa que representa a quantidade excessiva de Cd para as plantas, considerando que hajam plantas naturalmente mais sensíveis e outras mais tolerantes, ou mesmo resistentes, como também a mobilidade do elemento (Deucher, 2001; Paterniani, 2006). Contudo, Raskin (1994) traz um conceito de plantas hiperacumuladoras, um grupo pequeno e específico que poderia ter um nível de tolerância a Cd altíssimo, cerca de 100 mg por kg de solo.

Baseado nos modelos apresentados acima, é possível concluir que haveria um valor de tolerância máximo médio, válido a todas as espécies de plantas e condições do solo, o qual ao ser atingido deve se alertar e buscar ações para remediar os níveis de Cd no solo, sendo esse valor < 3 mg de Cd por kg de solo (Kabata-Pendias & Pendias, 1984; Ministry Of Housing, Physical Planning And Environment, 1987; Lower House Of The States-General, 1989-1990; CETESB, 1999; CONAMA, 2009).

A agricultura é particularmente afetada pela presença de Cd em quantidades críticas, uma vez que esse metal pode ser absorvido pelas plantas e, conseqüentemente, entrar na cadeia alimentar humana (Shaari *et al.*, 2024). O acúmulo de Cd nas plantas resulta em uma série de efeitos negativos como distúrbios no crescimento e no desenvolvimento, diminuição na produção de culturas, alterações na absorção de nutrientes essenciais e comprometimento da qualidade dos alimentos (Naeem *et al.*, 2015; Hashem *et al.*, 2018; De Oliveira *et al.*, 2020; Kinuthia *et al.*, 2020; Ferreira *et al.*, 2022; Gao *et al.*, 2021; Li *et al.*, 2023a; You *et al.*, 2023). Além disso, a ingestão crônica de alimentos contaminados com Cd pode levar a problemas de saúde em seres humanos, incluindo danos renais, osteoporose e câncer (El Ati-Hellal & Hellal, 2021).

Nas plantas, o cádmio pode trazer prejuízos devido à sua toxicidade a qual inibe o

crescimento e reduz a produtividade no campo. Sintomas aparentes de toxidez por Cd em plantas são descritos por Malavolta (1994) como o escurecimento (tons pardos) de folhas e raízes, ruborização de nervuras e pecíolos, além de folhas curvas (enroladas). Segundo Adriano (1986), o Cd pode reduzir a absorção de íons de Ca e Fe, induzindo deficiências na planta. Como ocorre com outros metais tóxicos, afeta a atividade metabólica da planta por sua afinidade com os sítios enzimáticos aumentando, assim, o estresse oxidativo e prejudicando a fotossíntese, o que conseqüentemente leva a uma perda de biomassa, um dos principais efeitos negativos causados (Naeem *et al.*, 2015; Hashem *et al.*, 2018). Deve se considerar também que seu acúmulo em tecidos vegetais e animais mobiliza o elemento através dos diversos níveis tróficos, podendo causar também danos aos órgãos de animais ou mesmo sua morte (Frota & Vasconcelos, 2019; El Ati-Hellal & Hellal, 2021; Laniyan & Morakinyo, 2021; CETESB, 2022)

O Cd até o presente momento não apresenta nenhuma função biológica essencial, seu consumo ou inalação por meio de agentes contaminados (água, alimentos e material em suspensão no ar) pode ser extremamente perigoso, seja na forma metálica como na forma de íons Cd^{2+} (Gao *et al.*, 2021; Li *et al.*, 2023a; You *et al.*, 2023; Shaari *et al.*, 2024). Em seres humanos pode causar degeneração óssea quando os íons Cd^{2+} substituem os íons Ca^{2+} ocasionando porosidades e danos às articulações, assim como podem substituir íons Zn^{2+} afetando negativamente o sistema urinário ao provocar inibição da atividade enzimática renal, além de desencadear outras disfunções neurológicas, respiratórias e reprodutivas. Pode também induzir o aborto ou nascimento prematuro em mulheres gestantes e causar perda na eficiência de absorção de nutrientes no trato digestivo. (El Ati-Hellal & Hellal, 2021). Em síntese, seu acúmulo no corpo humano pode causar danos sérios ao organismo, desencadeando desde a formação de um câncer e, em alguns casos, a própria morte.

Os problemas com Cd no ambiente podem ser muitas vezes reduzidos com métodos preventivos, visando a mitigação de seus danos (Elango *et al.*, 2022). Órgãos de segurança alimentar e de saúde (FAO, OMS) atualmente estabelecem valores máximos de contaminação em alimentos, solo e água, além de também promoverem exclusão, substituição ou redução deste metal da composição de compostos e componentes de uso comum. Também orientam a manipulação e descarte corretos em locais apropriados e responsáveis pelo tratamento ou acondicionamento desse material. A redução e o descarte adequado de material que contenha esse metal pode reduzir as chances de sua acumulação no solo, na água e nos seres vivos (Tchounwou *et al.*, 2012; El Ati-Hellal & Hellal, 2021).

Para mitigar os danos causados pelo Cd no ambiente, várias ações têm sido

propostas e implementadas (Howladar *et al.*, 2018; Awan *et al.*, 2020; Li *et al.*, 2023b). Isso inclui regulamentações mais rigorosas sobre emissões industriais e disposição adequada de resíduos de cádmio, bem como práticas agrícolas sustentáveis para reduzir a acumulação de cádmio em culturas (Wang *et al.*, 2020; Wang, *et al.*, 2021a; Ma *et al.*, 2022). Além disso, a pesquisa científica continua a desempenhar um papel fundamental na compreensão dos riscos e na busca de soluções para minimizar os impactos negativos do cádmio no ambiente e, principalmente, na saúde humana. A esse conjunto de soluções se soma o uso de micro-organismos edáficos como os fungos micorrízicos arbusculares (FMA) (Rask *et al.*, 2019; Molina *et al.*, 2020) associados a aplicação de elementos benéficos coadjuvantes como Si (Garg *et al.*, 2020; Bakhat *et al.*, 2023).

2.3 Espécies leguminosas e sua importância na revegetação de áreas contaminadas por metais pesados

As leguminosas são plantas angiospermas que fazem parte de uma família denominada na botânica como Fabaceae, com mais de 750 gêneros e cerca de 19 mil espécies espalhadas por todo o mundo, sendo a terceira maior família de plantas terrestres do planeta (Christenhusz & Byng, 2016). Apresentam-se, em sua maioria, como espécies lenhosas de modo perene e sua distribuição é ampla, tendo mais restrições apenas aos polos.

Algumas espécies dessa família têm sido avaliadas com sucesso em processos de biorremediação de solos de áreas contaminadas. Consequentemente apresentam potencial no processo de remediação de solos contaminados por metais pesados, tendo espécies que se diferenciam pelo seu potencial fitoestabilizador, como é o caso de *Schizolobium parahyba*, com relação ao Zn por exemplo (Souza *et al.*, 2020). As leguminosas formam comumente associações simbióticas com bactérias diazotróficas e com fungos micorrízicos arbusculares. Essas associações contribuem significativamente para uma maior sustentabilidade da planta em solos inóspitos pela degradação ou mesmo contaminação por elementos metálicos tóxicos (Siddique *et al.*, 2008; Souza *et al.*, 2020).

O processo de fitorremediação de metais pesados com espécies vegetais nativas permite de maneira sustentável reabilitar áreas contaminadas. Entretanto, devem ser consideradas certas especificidades referentes a cada espécie de planta que é utilizada e o tempo necessário para que seus efeitos sejam percebidos. Dessa maneira, as associações simbióticas com micro-organismos como bactérias diazotróficas e fungos micorrízicos arbusculares podem acelerar estes efeitos (Souza *et al.*, 2020; Tiwari *et al.*, 2020).

O sabiá, *Mimosa caesalpiniaefolia* Benth., é um exemplo desse benefício ao

apresentar essa simbiose tripartite naturalmente, melhorando sua tolerância aos estresses abióticos. Esse efeito foi observado por Mendes Filho *et al.* (2010), Garcia *et al.* (2017) e Maia (2019), estudando essa associação tripartite em *M. caesalpiniaefolia* Benth. e constatando um aumento da tolerância a altas quantidades de metais como estanho e manganês no solo, visto a influência positiva na altura e massa seca da parte aérea e outros fatores de qualidade.

É uma espécie nativa da região Nordeste do Brasil pertencente à sub-família Mimosaceae de crescimento rápido, ocorrendo em diversas regiões da Caatinga e com incremento médio de 1m por ano em altura, segundo comunicado técnico da Embrapa (2003). Também se destaca pelo seu porte de cerca de 7 a 8 metros, tronco com presença de espinhos em sua fase jovem, folhas compostas, sistema radicular profundo e tem sua propagação por meio de sementes, as quais requerem geralmente para germinar a quebra da dormência por imersão em água quente durante 1 minuto (Carvalho, 2007).

No campo, o período de germinação é de cerca de 3 a 5 dias, com taxa de germinação de 80%. O comunicado técnico da Embrapa(2003) prevê ainda que o crescimento médio das mudas em 3 a 4 meses seja de cerca de 20 cm.

É uma espécie de leguminosa típica da Caatinga e apresenta diversos usos para o homem do campo, como madeira para estacas e cercas (Embrapa, 2003), podendo ser encontrada naturalmente na faixa nordestina compreendida pelos estados do Maranhão até o de Alagoas, sendo endêmica dessa região (Flora Do Brasil, 2022). De caráter pioneiro, possui pequeno porte mas rápido crescimento e resistência ao clima seco e ao solo com baixa fertilidade e, por fatores de resiliência, é uma espécie sempre mencionada para atividades de recuperação de áreas degradadas na Caatinga.

Utilizada na revegetação de áreas degradadas, é uma espécie que não se pode definir como bioacumuladora, mas é promissor seu uso em áreas contaminadas, tendo em vista que sua ação conjunta com FMA propicia aumento na tolerância ao estresse por metais pesados, como é o caso do Mn (Garcia *et al.*, 2017). De acordo com trabalhos de Garcia (2015), em solo contaminado por Mn e na presença de FMA, a espécie demonstrou uma suposta identidade fitoestabilizadora ao ser constatado elevados teores de Mn concentrados na região das raízes.

2.4 Os FMA e sua importância na proteção das plantas contra e excesso de metais pesados

A diversidade microbiana do solo pode contribuir significativamente e de modo

sustentável para a conservação da qualidade do solo na presença de agentes contaminantes como os metais pesados (Parthipan *et al.*, 2017; Chellaiah, 2018; Yaghoubian *et al.*, 2019; Awan *et al.*, 2020).

A rizosfera é habitada por diversos micro-organismos e em meio a essa diversidade estão os fungos (Dantas *et al.*, 2009). Dentre eles destaca-se um tipo em particular, com notável importância, que são os Fungos Micorrízicos Arbusculares (FMA), que são micro-organismos simbiotes obrigatórios, formando micorrizas arbusculares ou endomicorrizas. Pertencentes ao filo Glomeromycota, possui três classes e cinco ordens (Tedersoo *et al.*, 2018), englobando 16 famílias, 44 gêneros e 317 espécies atualmente descritas (Oehl *et al.*, 2011; Blaszkowski *et al.*, 2017, 2018, Symanczik *et al.*, 2018, Goto; Jobim *et al.*, 2022).

Os FMA têm a capacidade de se associarem às raízes das plantas superiores formando as micorrizas, simbiose que ocorre das espécies de plantas terrestres, colonizando as células corticais da raiz com estruturas como micélio, hifas, arbúsculos e vesículas (Winagraski *et al.*, 2019; Ji *et al.*, 2020; Tiwari *et al.*, 2020; Gao *et al.*, 2021). Essa associação é caracterizada por um biotrofismo obrigatório característico do grupo, que durante sua evolução perdeu genes em um processo de adaptação (uma co-evolução com as plantas) que se iniciou a pelo menos 400 milhões de anos atrás (datação da rocha silicatada – chert - encontrada na localidade de Rhynie na Escócia por William Mackie em 1912, contendo um fóssil do que seriam fungos micorrízicos com estruturas arbusculares semelhantes aos do gênero *Glomus* encontrado atualmente) (Remy *et al.*, 1994; Genre *et al.*, 2020). Hoje esses fungos necessitam da associação com as plantas para serem vegetativamente funcionais, sendo esta associação encontrada em mais de 80% das espécies de vegetais analisadas até então (Remy *et al.*, 1994; Hoeksema *et al.*, 2018; Genre *et al.*, 2020).

As micorrizas arbusculares têm uma grande importância biológica na nutrição vegetal promovendo o aumento na absorção de nutrientes, principalmente fósforo, e com contribuições para a qualidade do solo e das plantas, através da retenção de elementos tóxicos (Chang *et al.*, 2018; Cockerton *et al.*, 2020; Adeyemi *et al.*, 2021; Riaz *et al.*, 2021; de Oliveira, *et al.*, 2022). As plantas colonizadas, por conseguinte, tornam-se mais tolerantes aos estresses por fatores bióticos ou abióticos, uma vez que otimizam funções desde a absorção nas raízes até a própria fotossíntese, recrutam micro-organismos aliados e promovem o barramento de elementos tóxicos (Finlay, 2008; Chen *et al.*, 2018a; Hashem *et al.*, 2018; Hoeksema *et al.*, 2018; Genre *et al.*, 2020; Prates Júnior *et al.*, 2021).

Seja pelo estresse por elementos tóxicos, outras condições negativas ou até mesmo em condições normais favoráveis, e na presença de FMA, as plantas durante os processos

metabólicos, produzem inevitavelmente formas de oxigênio reativo (radicais superóxido, hidroxila, peróxido de hidrogênio e oxigênio singlete) ao liberarem elétrons do O₂, que atuam até certo ponto como agentes sinalizadores importantes para o metabolismo vegetal. Entretanto seu acúmulo imoderado aumenta significativamente o estresse oxidativo, podendo levar a morte celular (Hashem *et al.*, 2018; Howladar *et al.*, 2018; Wang *et al.*, 2021b).

Esse tipo de estresse é controlado a partir da produção de compostos enzimáticos como superóxido dismutase, catalase e outras substâncias antioxidantes não enzimáticas como ácido ascórbico (vitamina C) e polifenóis, os quais atuam mantendo a concentração destas formas de oxigênio reativo sob controle. A presença de metais pesados vai contra esse processo controlado, uma vez que tais elementos tóxicos possuem afinidade com os sítios ativos das enzimas e, desta forma, aumentam a concentração das formas de oxigênio reativo e, conseqüentemente, o estresse oxidativo (Haider *et al.*, 2021). As plantas então perdem produção de biomassa uma vez que a fotossíntese é afetada diretamente (Hashem *et al.*, 2018).

Assim, uma das características mais notáveis dos FMA é sua capacidade de aumentar a tolerância das plantas ao estresse causado por metais pesados (Jiang *et al.* 2016; Huang *et al.*, 2017; Wahab *et al.*, 2023). O cádmio, em particular, é um metal pesado tóxico que pode ser altamente prejudicial às plantas e aos ecossistemas quando presente em concentrações elevadas (Hashem *et al.*, 2018, He *et al.*, 2020). No entanto, os FMA podem ajudar a mitigar os danos causados pelo cádmio de várias maneiras. De modo geral, esses fungos são capazes de absorver e acumular metais pesados, incluindo o cádmio, em suas estruturas (Chen *et al.*, 2012; Wu *et al.*, 2015; Li *et al.*, 2016; Zhang *et al.*, 2019; Yongqiang *et al.*, 2021, Li *et al.*, 2023b; Li *et al.*, 2023c). Isso reduz a quantidade de cádmio disponível para as plantas, minimizando seus efeitos tóxicos.

A maior tolerância aos metais pesados conferida às plantas pela colonização micorrízica tem grande importância no estabelecimento das espécies vegetais em solos contaminados. No solo, estes fungos têm a capacidade de regular o transporte de metais como As, Zn e Cd para planta, reduzindo suas concentrações e movimentações, o que aumenta a tolerância das plantas a estes elementos (Hildebrandt *et al.*, 2006; Chen *et al.*, 2012; Wu *et al.*, 2015; Li *et al.*, 2016; Zhang *et al.*, 2019; Yongqiang *et al.*, 2021).

A inoculação com FMA, quando possível, constitui-se numa estratégia muito importante na reabilitação de áreas degradadas, uma vez que permite uma rápida recuperação dos serviços ecossistêmicos. Sua diversidade no solo indica um alto potencial como indicador da qualidade biológica, visto que em áreas que sofreram perturbações geralmente resultam em

uma menor diversidade fúngica (Prates Júnior *et al.*, 2021).

As plantas funcionam como agentes fitoextratores quando auxiliam na remoção de metais do solo e fitoestabilizadores quando atuam imobilizando-os. Há um notável papel realizado pelos FMA nesses processos, já que podem auxiliar no crescimento das plantas através da retenção de elementos prejudiciais, além de melhorar a agregação e a umidade do solo, além do aumento de compostos benéficos como antioxidantes e fitohormônios. (Hashem *et al.*, 2018; Tiwari *et al.*, 2020, Hao, *et al.*, 2022).

Os FMA também têm a capacidade de alterar o pH na região da rizosfera e assim podendo regular processos de sorção e desorção de elementos, de modo a precipitar metais em um processo de quelação auxiliado pela secreção de uma glicoproteína denominada de glomalina (Hashem *et al.*, 2018; Tiwari *et al.*, 2020). Estudos sugerem que metais como Cu e Cd têm suas movimentações no solo reduzidas pela ação da glomalina, que também é funcional na estabilização de agregados do solo por sua característica adesiva. Entretanto, ainda não está bem esclarecido como atuam os mecanismos de fitoextração e fitoestabilização em conjunto com estes fungos assim como outros detalhes referentes a atuação na proteção da planta contra os metais pesados (Hashem *et al.*, 2018; Tiwari *et al.*, 2020, Hao, *et al.*, 2022).

Dessa maneira, com esse potencial os FMA podem melhorar a qualidade do solo e a sua capacidade de reter metais pesados, contribuindo assim para a redução da lixiviação desses contaminantes para as águas subterrâneas e corpos d'água (Umar, *et al.*, 2017; Wahab, *et al.*, 2023). Eles podem promover a formação de agregados no solo e a estabilidade da matéria orgânica (Umar, *et al.*, 2017; Krishnamoorthy *et al.*, 2019; Pellegrino *et al.*, 2021; Riaz, *et al.*, 2021; Pellegrino *et al.*, 2022), o que ajuda a prevenir a dispersão de metais pesados e a manter sua disponibilidade para as plantas em níveis menos tóxicos.

Além disso, os FMA têm a capacidade de modificar a resposta fisiológica das plantas ao estresse por cádmio (Wang *et al.*, 2021; Hao *et al.*, 2022, Wahab *et al.*, 2023). Eles podem influenciar a expressão de genes relacionados à detoxificação de metais pesados, à regulação do estresse oxidativo e à homeostase iônica nas plantas hospedeiras. Essas respostas moleculares ajudam as plantas a lidar melhor com o estresse por cádmio e a minimizar os danos celulares (Wu *et al.*, 2015; Jiang *et al.* 2016; Zhang *et al.*, 2019; Vallejos-Torres *et al.* 2021; Yongqiang *et al.*, 2021; Hao, *et al.*, 2022).

Os FMA também desempenham um papel crucial na melhoria da absorção de nutrientes essenciais, como o fósforo, pelas plantas (Pedone-bonfim *et al.*, 2018; Plassard, *et al.*, 2019; Cockerton *et al.*, 2020; de Oliveira, *et al.*, 2022). Essa função é especialmente importante em solos contaminados por metais pesados, onde a absorção de nutrientes pode ser

prejudicada. Os FMA auxiliam as plantas na aquisição desses nutrientes, melhorando a nutrição das plantas e reduzindo ainda mais os efeitos negativos do estresse por cádmio, tornando positiva a resposta fisiológica das plantas (Chang *et al.*, 2018; Adeyemi *et al.*, 2021; Riaz *et al.*, 2021; Wahab *et al.*, 2023).

É sugerido que os FMA podem aumentar a absorção de metais tóxicos e nutrientes em plantas de identidade fitoextratora, retirando do solo estes elementos tóxicos e os mantendo imobilizados. Por conseguinte, ocorre uma redução da disponibilidade desse metal através de sua imobilização nas diversas estruturas do fungo, especialmente quando está associado a uma espécie de identidade fitoestabilizadora (Tiwari *et al.*, 2020).

Assim como acontece com outros metais, muitos trabalhos mostram que o comportamento do Cd ocorre de maneira semelhante na presença de raízes colonizadas por FMA. Foi observado que a movimentação de Cd é reduzida pela presença de vários gêneros desses fungos, sendo esse efeito melhorado com o acréscimo de outros agentes como silício ou excrementos de oligoquetos, que potencializam a ação micorrízica uma vez que trabalham geralmente em um nicho que favorece a estabilização de elementos tóxicos no solo (Wu *et al.*, 2015; Zhang *et al.*, 2019; Vallejos-Torres *et al.*, 2021; Yongqiang *et al.*, 2021; Hao, *et al.*, 2022).

A colonização micorrízica na presença de silício se mostra, portanto, uma opção que pode contribuir para a redução dos efeitos danosos dos metais pesados (Garg *et al.*, 2020).

2.5 Silício e seu papel na mitigação do estresse por metais pesados em plantas

O silício (Si) é um elemento químico amplamente presente na crosta terrestre e é conhecido por desempenhar um papel importante nas plantas, no solo e no ambiente (Khan, *et al.*, 2021; de Tombeur *et al.*, 2021; Bakhat *et al.*, 2023; Puppe *et al.*, 2023).

É o segundo mais abundante elemento na superfície terrestre, podendo estar associado a outros elementos com oxigênio, na forma de dióxido de silício (SiO₂) (Bakhat *et al.*, 2023; Puppe *et al.*, 2023). Não é classificado como um nutriente essencial para as plantas, como o nitrogênio, fósforo ou potássio, embora tenha ganhado crescente atenção devido às suas contribuições significativas para a resistência das plantas a vários tipos de estresses ambientais, incluindo o estresse causado por metais pesados, como o cádmio (Coskun *et al.*, 2018; Howladar *et al.*, 2018; Bakhat *et al.*, 2023).

Pode, devido a sua reatividade, funcionar no solo como agente redutor de estresses abióticos e otimizador do metabolismo das plantas (Garg *et al.*, 2020), sendo translocado via xilema e se acumulando em espaços de intensa transpiração na planta (epiderme). É absorvido

pelas raízes das plantas na forma de ácido monossilícico (H_4SiO_4), sua principal forma disponível para uso vegetal e que está presente na solução do solo, sendo preferencialmente absorvido de forma passiva pela planta por fluxo de massa devido à ausência de carga (Jones & Handreck, 1967; Khan et al, 2021).

Assim, à medida que é transportado através das plantas, o silício é depositado nas células, reforçando as paredes celulares e tornando-as mais robustas e resistentes, sendo esse fortalecimento uma das características mais notáveis do efeito do silício nas plantas, resultando em uma maior resistência à pressão mecânica como ventos fortes e ataques de herbívoros, bem como à invasão de patógenos (Korndorfer *et al*, 2001; Ma *et al* 2001; Epstein, 2009; Adrees *et al.*, 2015; Menegale *et al.*, 2015; Garg *et al.*, 2020; Bakhat *et al*, 2023).

Solos arenosos, mesmos compostos em sua maioria por material silicatado que forma as areias (quarzo – SiO_2), não destacam-se com um alto teor de Si disponível, já que esses solos, comumente tropicais, possuem este Si na forma não solúvel que, como podemos observar de acordo com a sequência de Bowen (ordem de cristalização de minerais do grupo dos silicatos), tem grande dificuldade para se decompor, o que difere de solos argilosos, onde há uma maior liberação de Si dos minerais formadores de argila (Matichenkov & Calvert, 2002; Garg *et al.*, 2020)

Para se incrementar silício ao solo, com a finalidade de suplementação das plantas, precisa-se fornecê-lo de modo que possa reagir e liberar sua forma H_4SiO_4 , esta passiva de absorção pelas raízes. Desse modo, geralmente usa-se material derivado da siderurgia ricos em Si, Ca e Mg (silicatos de cálcio e magnésio). Esses materiais são utilizados para correção de acidez do solo que, ao reagirem com a água no solo geram hidroxilas que neutralizam H^+ , representando cerca de 40% do poder de correção do cálcário e que nesse caso podem ser utilizados também para incremento de Si disponível (Korndorfer *et al.*, 2004; Korndorfer *et al.*, 2007; Korndorfer *et al.*, 2015).

O silício em cultivos pode auxiliar na absorção de nutrientes e na qualidade dos frutos quando incorporado no solo ou via foliar. Pode ainda atenuar o déficit hídrico quando incorporado no solo via fertirrigação, favorecendo, assim, a fisiologia das plantas (Garg *et al.*, 2020; Alves *et al.*, 2022; Lacerda *et al.*, 2022; Rocha *et al.*, 2022a; Rocha *et al.*, 2022b). O silício ainda garante um crescimento do vegetal mesmo quando este sofre por estresses abióticos como estresse hídrico, excesso de sais e presença negativa de metais pesados, chegando a controlar a perda de água na epiderme ou até mesmo podendo precipitar elementos tóxicos como Al^{3+} (Barbosa *et al.*, 2008; Dhiman *et al.*, 2021; Kaloterakis *et al.*,

2021; Venâncio *et al.*, 2022). O Silício também pode garantir resistência física a parede celular e mitigar danos por herbivoria, seja por infestação de insetos ou por outros seres vivos que possam vir a consumir a planta, além de complexar íons metálicos em organelas das plantas os imobilizando (Liang, *et al.*, 2005; Khan *et al.*, 2021)

Em relação ao estresse por cádmio e metais pesados, o silício desempenha um papel importante na redução dos danos causados por esses poluentes (Yu *et al.*, 2016; Cui *et al.*, 2017; Bakhat *et al.*, 2023). O silício atua como uma barreira protetora, minimizando a absorção e a translocação do cádmio nas plantas, e isso é possível devido à sua capacidade de formar complexos com metais pesados, reduzindo sua mobilidade e disponibilidade no solo (Naeem *et al.*, 2014; Adrees *et al.* 2015; Bhat *et al.*, 2019; Ma *et al.* 2021).

O silício pode ser um aliado neste barramento de metais pesados, evitando que as plantas os absorvam. Comprovações experimentais confirmam que o Si é efetivo na limitação da absorção de As e Cd e seus sais pelas raízes e também para a desintoxicação, aliviando a toxicidade destes elementos metálicos ao reduzir sua absorção e promover o aumento da atividade de enzimas antioxidantes (Chen *et al.*, 2019; Misúthova *et al.*, 2021; Rahman *et al.*, 2021). Entretanto, são necessários ainda estudos mais aprofundados, até mesmo em nível de compreensão genética, sobre os mecanismos dessa desintoxicação.

De acordo com Khan *et al.* (2021), ainda não foram encontrados dados relativos à suplementação de Si que indiquem um comportamento prejudicial para a planta na presença de metais pesados. Sendo mais visto como um aliado, podendo reduzir a absorção e translocação interna de metais pesados na planta, competindo com estes elementos tóxicos nos tecidos vegetais da raíz e evitando um fluxo de metais tóxicos nos vasos de condução de seiva bruta.

O silício pode influenciar positivamente as respostas fisiológicas das plantas ao cádmio e a outros metais pesados. Ele é conhecido por induzir a síntese de antioxidantes e enzimas de detoxificação em plantas, auxiliando na neutralização de espécies reativas de oxigênio e na eliminação de produtos tóxicos, como o peróxido de hidrogênio (Howladar *et al.*, 2018; Tiwari *et al.*, 2020; Wang *et al.*, 2021a; Etesami *et al.*, 2022a). Essas respostas antioxidantes podem melhorar a resistência das plantas ao estresse oxidativo induzido pelo cádmio.

Os minerais silicatados contribuem para o aumento do pH da solução do solo por sua natureza alcalina. Consequentemente haverá diminuição desses íons metálicos tóxicos, os quais são favorecidos por pH mais ácido, tornando-os indisponíveis pela elevação do pH (Barbosa *et al.*, 2008; Naeem *et al.*, 2015; Wan *et al.*, 2019; Ma *et al.*, 2022). Aplicado à

planta, o silício pode agir como desintoxicante e contribuir para a absorção apenas de nutrientes necessários as plantas, além de reduzir e reparar certos danos celulares (Fatemi *et al.*, 2020; Garg *et al.*, 2020; Dhiman *et al.*, 2021; Kaloterakis *et al.*, 2021; Tripathi *et al.*, 2021; Alves *et al.*, 2022; Lacerda *et al.*, 2022; Rocha *et al.*, 2022a; Rocha *et al.*, 2022b).

Experimentalmente Liang *et al.* (2005) provaram que uma dosagem de 400 mg de silício por kg de solo foi suficiente para mitigar doses de 20 a 40 mg de Cd por kg de solo, concluído que o Si elevou o pH da solução do solo, reduzindo tanto a disponibilidade de Cd como também atuando na desintoxicação da planta.

Outro benefício importante do silício é a promoção da solubilização e absorção de fósforo que é um elemento fundamental para o crescimento das plantas, apesar de haver uma escassez de detalhes sobre os mecanismos utilizados, sabe-se que o Si pode aumentar a exsudação de ácidos orgânicos pelo sistema radicular mobilizando o P inorgânico; alterar o pH do solo atuando na diminuição da sorção de P pelos minerais do solo, ou mudando a dinâmica da comunidade microbiana dependendo da natureza do solo; além de regular genes transportadores de P para situações de deficiência (*TaPHT1;1* e *TaPHT1;2*) ou excesso (*OsPHT1;6*) de P (Kostic *et al.*, 2017; Pavlovic *et al.*, 2021; Etesami&Schaller, 2023).

Paim *et al.*, (2003) encontraram que o Si associado ao fósforo (P) pode também reduzir a disponibilidade de metais como Cd e Zn, mas esse sinergismo entre P e Si ainda não foi suficiente para que os valores de Cd disponível ficassem abaixo dos valores permitidos pelos órgãos reguladores.

Além de sua influência direta nas plantas, o silício também pode afetar positivamente a microbiota do solo, incluindo a atividade de FMA (Song *et al.*, 2021; Wang *et al.*, 2021b; Tiwari *et al.*, 2020). A presença de silício no solo pode estimular o crescimento e a atividade desses fungos benéficos (Etesami *et al.*, 2022b; Li *et al.*, 2023a; Islam *et al.*, 2023; Li *et al.*, 2023b), que, como mencionado anteriormente, têm o potencial de melhorar a resistência das plantas ao cádmio.

A aplicação de Si associada a inoculação de FMA em plantas pode potencializar efeitos benéficos tanto para o solo como para o vegetal, visto que atuam na otimização da absorção de nutrientes, selecionando e retendo elementos tóxicos. Conseqüentemente há um efeito de seletividade quando os FMA absorvem mais nutrientes junto do Si e menos metais que tem sua biodisponibilidade reduzida devido aos efeitos de aumento de pH da solução do solo promovido pelo Si e FMA na rizosfera, evitando assim estresses por metais (Naeem *et al.*, 2015; Chen *et al.*, 2018b; Chen *et al.*, 2019; Fatemi *et al.*, 2020; Garg *et al.*, 2020; Sui *et al.*, 2020).

Em complemento, as plantas colonizadas por FMA também têm na maior absorção de Si um melhoramento significativo em suas funções metabólicas, potencializando até mesmo a fotossíntese, já que aumenta a concentração de Si em seu tecidos em relação a quantidade de metais pesados, de modo a proporcionar um desenvolvimento equilibrado para a planta, permitindo que esta tenha maior tolerância a estresses bióticos e abióticos, como ataque de insetos, períodos secos ou alagamentos, variações bruscas de temperaturas, e até mesmo excesso de sais (Naeem *et al.*, 2015; Chen *et al.*, 2018b; Chen *et al.*, 2019; Garg *et al.* 2020).

Assim, a absorção de Si potencializada por FMA traz uma maior resistência da parede celular pela sílica, havendo um reforço que evita perdas excessivas e pressões demasiadas, provocando alterações benéficas para a atividade fisiológica da planta (Naeem *et al.*, 2015; Chen *et al.*, 2018a; Bhat *et al.*, 2019; Chen *et al.*, 2019; Garg *et al.*, 2020).

Em resumo, o silício desempenha um papel multifacetado e crucial na mitigação do estresse causado por cádmio e outros metais pesados nas plantas. As espécies vegetais podem variar entre si na capacidade de absorver o Si, o que irá ser refletido na capacidade de se beneficiar desse elemento e, dependendo de fatores genéticos, haverá um acúmulo mais funcional que resultará no alívio de estresses bióticos ou abióticos (Coskun *et al.*, 2018). Estudos continuam a revelar a importância desse elemento versátil e suas implicações para a agricultura sustentável e a gestão ambiental, assim como os efeitos de suas interações com outros elementos e a microbiota do solo.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Coleta e caracterização do solo

3.1.1 Coleta

O solo foi coletado em uma área no município de Fortaleza, Ceará, Brasil, na camada de 0 - 20 cm de profundidade em uma área preservada do Campus do Pici, pertencente a Universidade Federal do Ceará (UFC), em Fortaleza/CE, localizada aproximadamente em latitude -3.742723 e longitude -38.576095. O solo foi classificado como Argissolo amarelo (Vieira, 2013), de textura Areia Franca. A escolha desse solo se deu por ser um solo arenoso e possuir uma baixa disponibilidade de fósforo (P), para desta maneira, ser observado possíveis efeitos da inoculação com FMA.

3.1.2 Caracterização inicial do solo

Após a coleta o solo foi tamisado em malha de 2mm e, posteriormente, foram determinadas as características químicas, conforme metodologia proposta por Silva (2009) (Tabela 1).

Tabela 1 – Características químicas do solo coletado no Campus do Pici, Fortaleza, Ceará.

pH	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	Al ³⁺	H ⁺ + Al ⁺	C	N	M.O.
(H ₂ O)	----- cmol _c kg ⁻¹ -----				----- g kg ⁻¹ -----			
5,9	2,2	0,5	0,11	0,1	2,31	10,14	1,15	17,48
Fe	Cu	Zn	Mn	P Assimilável		Si Assimilável		
----- mg kg ⁻¹ -----								
5,24	0,29	10,09	5,38	8		4		

Fonte: Autor.

O pH da solução do solo foi medido em água (1:2,5) por potenciometria; o fósforo (P) e o potássio (K⁺) foram extraídos com solução Mehlich 1, sendo o P determinado por colorimetria e o K⁺ por fotometria de chama; o alumínio trocável (Al³⁺) foi extraído com solução de KCl 1 M e determinado por titulometria; a acidez potencial (H+Al³⁺) foi extraída com acetato de cálcio tamponado (pH 7,0) e determinada por titulometria; Ca²⁺ e Mg²⁺ foram extraídos com solução de KCl 1 M e determinados por espectrometria de absorção atômica; o N foi determinado pelo método semimicro Kjeldahl; o carbono orgânico total (C) foi extraído por oxidação da matéria orgânica com dicromato de potássio, na presença de H₂SO₄ e aquecimento externo, e determinado por titulometria; a M.O. foi determinada por via seca em

mufla a uma temperatura de 600 °C por 6 horas; o Mn, Fe, Cu e Zn foram extraídos com solução de Mehlich 1 e determinados por espectrometria de absorção atômica; o Cd no solo foi extraído utilizando a solução de DTPA a pH 7,3 e determinado por espectrometria de absorção atômica; o Si no solo foi obtido por extração via ácido acético e determinado por colorimetria.

Foi realizada a determinação da abundância de esporos de FMA no solo inicialmente (AESP₁) feita por meio da extração de 100g de solo através do peneiramento úmido, conforme a técnica proposta por Gerdemann & Nicolson (1963) resultando em uma média de 300 esporos por cada 100g de solo.

3.2 Área experimental

O ensaio foi conduzido em casa de vegetação do Departamento de Ciência do Solo da Universidade Federal do Ceará (UFC), localizada no Campus Pici, Fortaleza, Ceará, Brasil (3° 45' 47" S; 38° 31' 23" W; 47 m acima do nível do mar). De acordo com o sistema de classificação de Köppen-Geiger, o local apresenta clima do tipo Aw (tropical com estação seca no inverno), com precipitação anual de 1600 mm e temperatura média de 27°C, conforme Alvares *et al.*, (2013).

3.3 Inóculo de FMA

O inóculo de FMA foi fornecido pelo Centro de Recursos Biológicos Johanna Döbereiner (CRB-JD) da Embrapa Agrobiologia, localizado no Rio de Janeiro. A espécie de FMA utilizada foi *Rhizoglyphus clarum*. A escolha por essa espécie se deu por sua abundância em áreas degradadas e pelos bons resultados em solos contaminados por metais pesados (He *et al.*, 2014; Brunetto *et al.*, 2019; Santana *et al.*, 2019; Suárez *et al.*, 2023).

3.4. Espécie vegetal

Foi utilizada nesse estudo a espécie *Mimosa caesalpiniaefolia* Benth., conhecida popularmente na região como Sabiá (Carvalho, 2007). Esta foi selecionada devido à sua capacidade de se associar simbioticamente com FMA e rizóbios, bem como sua resistência às adversidades abióticas. Frequentemente empregada em reflorestamento na Caatinga, é introduzida como espécie pioneira. Além disso, tem mostrado eficácia em processos de fitoestabilização e biorremediação de áreas contaminadas por metais pesados (Souza *et al.*, 2012; Garcia *et al.*, 2018; Maia *et al.*, 2023).

3.5 Procedimento experimental em casa de vegetação

3.5.1 Preparo do solo

3.5.1.1 Distribuição nos vasos

O solo foi distribuído em vasos com capacidade de 2 L. Cada vaso recebeu 2 kg de solo. Todos os vasos foram revestidos com sacos plásticos, para evitar a drenagem e, conseqüentemente, a lixiviação elementar, e facilitar o desmonte e retirada das plantas sem danificar seriamente o sistema radicular.

3.5.1.2 Contaminação por cádmio

A contaminação do solo foi realizada pela adição de Cd na concentração de 25 mg kg⁻¹ de solo (Yongqiang *et al.*, 2021), utilizando cloreto de cádmio (CdCl₂.H₂O). Cada saco com 2 kg de solo recebeu uma dose de 50 mg de Cd acrescida de 200 ml de H₂O. Após essa contaminação, o saco foi fechado e o solo foi cuidadosamente homogeneizado a fim de que todo o líquido pudesse se umedecer o solo.

Depois desse processo de umedecimento, solo foi incubado nos sacos entreabertos por um período de 20 dias para garantir a adequada incorporação do metal. Foram feitas homogeneizações periódicas, cerca de 4 em 4 dias, para melhor resultado.

3.5.1.3 Aplicação de silício

Com 20 dias do início da incubação do Cd no solo, deu-se início a adição de Si de acordo com os quatro níveis de Si pré-estabelecidos: 0 mg kg⁻¹, 150 mg kg⁻¹, 225 mg kg⁻¹ e 300 mg kg⁻¹, fornecidos na forma de silicato de sódio (Na₂SiO₃). A escolha desses níveis de Si baseou-se em um experimento anteriormente realizado por Liang *et al.*, (2005).

Assim como para o Cd, as doses aplicadas nos vasos foram dobradas devido aos 2 kg de solo utilizados, e cada dose foi incorporada ao solo através da irrigação com 200 ml de solução preparada em laboratório para cada dose específica, onde 200ml aplicado corresponderia a concentração de Si desejada. Destas foram preparadas soluções diferentes para os níveis de 150 mg kg⁻¹, 225 mg kg⁻¹ e 300 mg kg⁻¹, onde cada 100 ml continham uma destas concentrações, e na concentração de 0 mg kg⁻¹ nada foi preparado e aplicado.

Depois da adição do Si, os sacos foram novamente fechados e homogeneizados cuidadosamente e então submetidos a uma incubação de 10 dias.

3.5.2 *Plantio*

3.5.2.1 *Preparo das sementes*

Antes da semeadura ocorrer para produção das mudas, as sementes adquiridas de *M. caesalpiniaefolia* foram imersas em álcool etílico a 70% por 30 segundos para quebra da tensão superficial. Posteriormente, foram submetidas a uma solução de hipoclorito de sódio a 1% por 10 minutos para desinfecção da superfície. Em seguida, foram lavadas com água destilada estéril para remover o resíduo de hipoclorito (Hungria & Araújo, 1994).

3.5.2.2 *Preparo do inoculante e inoculação*

Para as mudas que seriam inoculadas com FMA, foram pesados em saquinhos plásticos 1,2 g do inóculo micorrízico, contendo aproximadamente 80 esporos da espécie *R. clarum*, em cada saquinho, para posteriormente serem utilizados na semeadura. O conteúdo dos saquinhos foi depositado a 1 cm de profundidade, próximo às sementes, conforme Vallejos-Torres *et al.*, (2022).

3.5.2.3 *Preparo das mudas para o transplantio*

As mudas foram cultivadas em mini-vasos com capacidade para 30g de solo a ser abertos no fim do período de semeadura para retirada das mudas sem danificar seu sistema radicular e posterior transplantio.

O substrato utilizado para a semeadura nos mini-vasos foi areia autoclavada (121 °C e pressão de 1 atm por 2 h), inoculada ou não com FMA para transplantio nos referidos tratamentos experimentais.

3.5.2.4 *Transplantio*

Aos 16 dias após a emergência (DAE) das plântulas, as mudas foram cuidadosamente transplantadas para os vasos, mantendo os torrões de solo aderidos às raízes. Cada planta foi inserida em um vaso correspondente ao seu respectivo tratamento e alocada de acordo com o delineamento experimental.

3.5.3 *Delineamento experimental*

O delineamento experimental foi o inteiramente casualizado (DIC), em esquema fatorial 2x4, considerando-se: (i) inoculação micorrízica (não inoculado “-FMA” e inoculado com FMA “+FMA”) e (ii) quatro níveis de Si (0, 150, 225 e 300 mg kg⁻¹), com cinco repetições, constituindo-se de 40 parcelas experimentais, conforme relacionadas no Quadro 3.

Quadro 3 – Esquema de tratamentos utilizados.

FATORES INFLUENTES NOS TRATAMENTOS		NÍVEIS DE SILÍCIO ADICIONADO AO SOLO (mg kg ⁻¹)			
		0	150	225	300
INOCULAÇÃO	NÃO INOCULADO	-FMA/0	-FMA/150	-FMA/225	-FMA/300
	INOCULADO	+FMA/0	+FMA/150	+FMA/225	+FMA/300

3.5.4 Manutenção diária

3.5.4.1 Frequência de rega

As plantas foram mantidas em casa de vegetação e irrigadas regularmente para manter a umidade próxima à capacidade de campo durante os 110 dias do experimento (Casaroli & Jong Van Lier, 2008).

3.5.4.2 Intervenções e interações no sistema

Não houve intervenções bióticas ou abióticas prejudiciais significativas e quaisquer insetos, larvas ou ovos de espécies herbívoras que raramente apareciam, eram removidos mecanicamente nas inspeções diárias ou nas avaliações quinzenais, que consistiam na avaliação da aparência e status biométricos da planta. O tratamento controle absoluto foi o único a apresentar uma maior infestação de pulgões nos dias finais do experimento, entretanto tudo foi controlado rapidamente.

3.6 Determinações analíticas

3.6.1 Coleta das plantas e avaliações biométricas

Aos 110 dias após o transplântio (DAT), as plantas foram submetidas a uma última avaliação e foi-se dado início ao processo de desmonte do experimento em casa de vegetação, com a conclusão da coleta de materiais.

O primeiro passo foram as avaliações de parâmetros biométricos não destrutivos, como a medição da altura da planta (ALT) que foi realizada com auxílio de uma régua graduada em centímetros, medindo-se a distância entre o nível do solo até o ápice da planta; o diâmetro do colo (DC) foi medido a 5 cm da superfície do solo, por meio de leituras com paquímetro digital e expresso em milímetros; e o número de folhas (NF) foi obtido por meio de contagem direta e expresso como NF planta⁻¹.

Todas as plantas após a avaliação não destrutiva foram retiradas dos vasos com cuidado e postas sobre a bancada para que fosse possível realizar-se o processo de separação, avaliação, coleta, armazenamento e identificação do material vegetal e do solo utilizado.

As plantas tiveram as raízes lavadas com água corrente e em seguida foi determinado o comprimento da raiz (CR), o qual foi obtido com auxílio de uma régua graduada e expresso em centímetros, medindo-se desde a inserção do solo até o final da raiz.

O solo foi acondicionado em sacos plásticos e separados para as diversas análises. As plantas foram separadas em raiz e parte aérea e acondicionadas em sacos de papel, para posterior secagem e avaliação da massa da matéria seca, como também subamostras de 5g retiradas de seu terço médio e armazenadas em tubos contendo álcool 70% para preservação da integridade das estruturas endofíticas.

3.6.2 Determinação da massa da matéria seca das plantas

Em laboratório, as plantas coletadas e armazenadas em sacos de papel foram secas em estufa de circulação forçada de ar, com temperatura em torno de 65 °C até massa constante, para obtenção da massa da matéria seca da parte aérea (MSPA) e da raiz (MSR).

Após a obtenção da massa da matéria seca, as plantas foram moídas em moinho Wiley para as análises químicas no tecido vegetal.

3.6.3 Determinação dos índices de rendimento

Com base nos parâmetros morfológicos obtidos, foram calculados o índice de robustez (IR) (Melo *et al.*, 2018) e o índice de qualidade de Dickson (IQD) (Dickson *et al.*, 1960), utilizando-se as seguintes equações: $IR = (ALT/DC)$ e $IQD = \frac{MASSA\ SECA\ TOTAL}{((ALT/DC) + (MSPA/MSR))}$, respectivamente.

3.6.4 Determinação de Cd na planta

Os teores de Cd na parte aérea e raiz foram obtidos por digestão a seco e extraídos com HCl 1M (Silva, 2009) e quantificados por meio de espectrometria de absorção atômica (Thermo Scientific iCE 3000 Series AA).

3.6.5 Determinação de Si na planta

Os teores de Si foram obtidos por digestão em autoclave (123°C e pressão de 1,5 atm por 1 h) e extraídos com H₂O₂ (30%) e NaOH (1:1 v/v) (Elliot & Snyder, 1991). Em seguida foram quantificados por colorimetria (KASVI-modelo K37-VIS).

3.6.6 Determinação de P, Zn, Ca e Mg na parte aérea das plantas

Os teores de P, Zn, Ca e Mg foram obtidos por digestão a seco e extraídos com HCl 1M (Silva, 2009). Zn, Ca e Mg foram avaliados por meio de espectrometria de absorção atômica (Thermo Scientific iCE 3000 Series AA), já os teores de P foram quantificados por colorimetria (KASVI-modelo K37-VIS).

3.6.7 Determinação de Cd no solo

Os teores de Cd no solo foram obtidos utilizando-se uma solução extratora de DTPA (ácido dietilenotriaminopentacético) ($\text{DTPA } 0,005 \text{ mol L}^{-1}$) + trietanolamina ($0,1 \text{ mol L}^{-1}$) + cloreto de cálcio ($\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O } 0,01 \text{ mol L}^{-1}$), com pH 7,30 e relação solo:extrator de 1:2 v/v (Silva, 2009). A análise foi realizada por espectrometria de absorção atômica (Thermo Scientific iCE 3000 Series AA).

3.6.8 Determinação de Si no solo

O Si no solo foi extraído utilizando-se ácido acético ($0,5 \text{ mol L}^{-1}$) como solução extratora e sua quantificação foi realizada por colorimetria (KASVI-modelo K37-VIS), conforme os procedimentos descritos por Korndorfer et al. (1999).

3.6.9 Determinação do pH da solução do solo

O pH da solução do solo foi medido em água (1:2,5) por potenciometria, conforme a metodologia descrita por Silva (2009).

3.6.10 Determinação da colonização micorrízica

Para a determinação da colonização micorrízica total (CMT), as raízes foram clarificadas com KOH 10% (Phillips & Hayman, 1970) e coradas com tinta de caneta azul (Parker Quink®) acidificada com ácido acético a 5% (Vierheilig *et al.*, 1998). Posteriormente, as raízes foram armazenadas em uma solução de Lactoglicerol (1:1:1 v/v – glicerol, ácido láctico, água destilada) para preservação. Em seguida, montaram-se lâminas para microscopia com 10 fragmentos de raiz de tamanho aproximado de 1 cm, os quais foram analisadas em microscópio óptico (Olympus – CX40) para quantificação da intensidade de colonização. Também foi determinada a frequência de ocorrência arbuscular (FA), conforme procedimentos descritos por McGonigle *et al.*, (1990).

3.6.11 Análise da abundância de esporos no solo

A determinação da abundância de esporos de FMA no solo (AESP) foi feita por meio da extração por peneiramento úmido em 100g de solo, segundo a técnica proposta por Gerdemann & Nicolson (1963).

3.7 Análise estatística

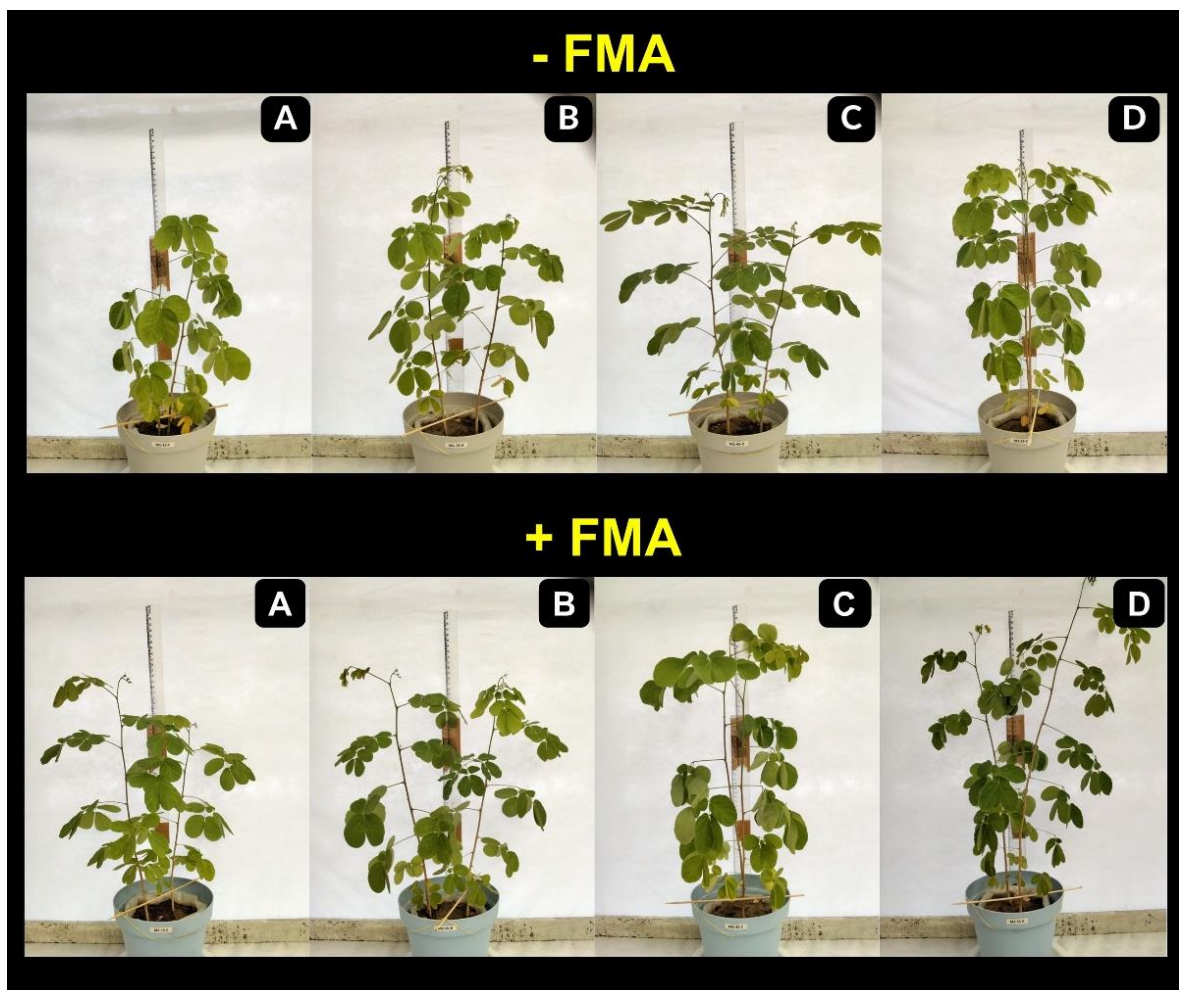
Os dados obtidos foram submetidos ao teste de Shapiro-Wilk e Komolgorov-Smirnov visando analisar a normalidade dos dados. Quando os dados se apresentaram normais, em um ou ambos os testes, aplicou-se a análise de variância (ANOVA) por meio do teste F ($p \leq 0,05$). Quando significativas, as médias foram comparadas pelo teste de Scott-Knott ($p \leq 0,05$), utilizando-se o software estatístico Assistat (versão 7.7) (SILVA & AZEVEDO, 2016). Adicionalmente realizou-se a análise de componentes principais (ACP) e de correlação de Pearson com o software R (versão 4.0.4).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Crescimento de plantas de *Mimosa caesalpiniaefolia* Benth.

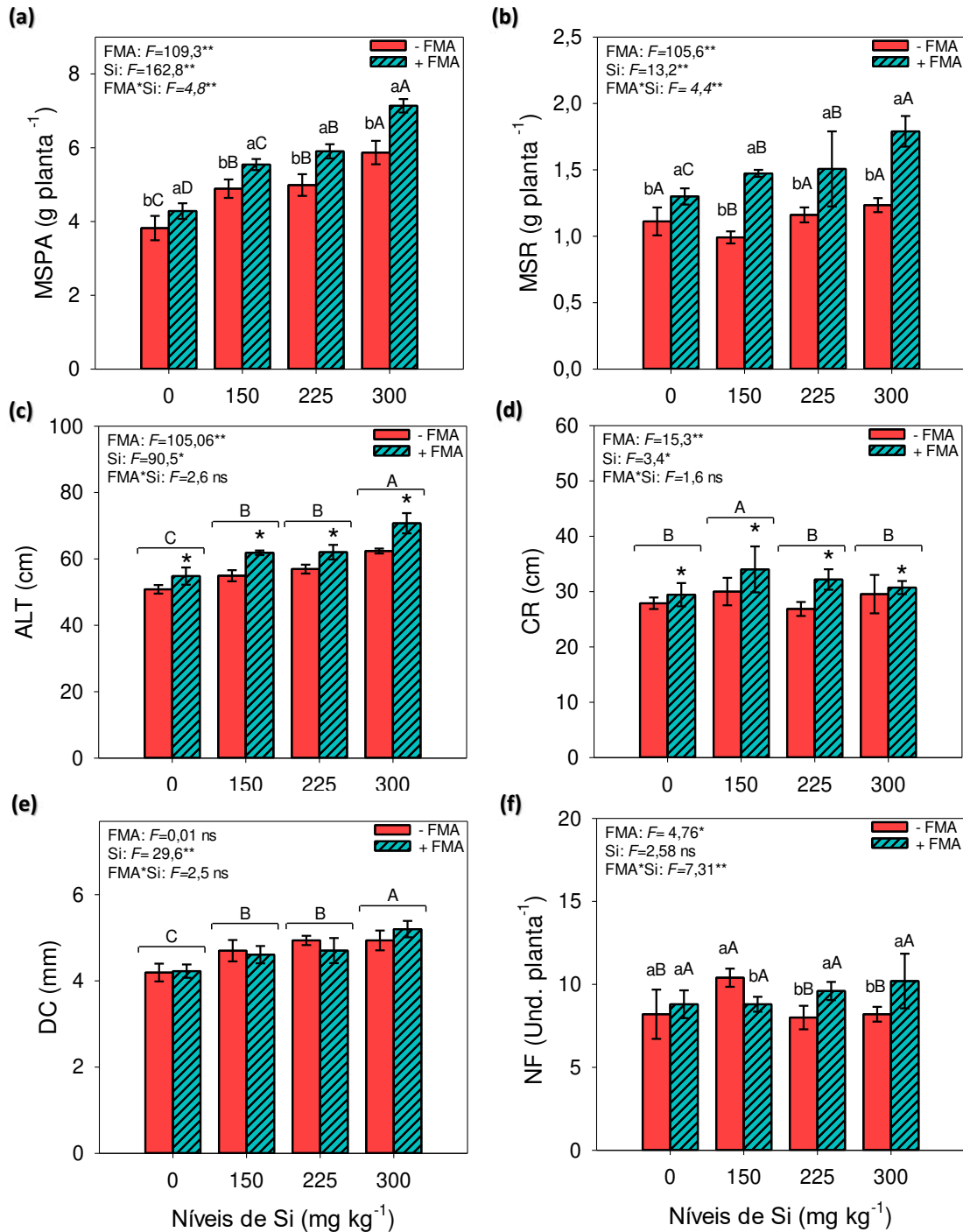
A inoculação com FMA no nível de 300 mg kg^{-1} de Si promoveu aumento significativo nas variáveis MSPA e MSR (Figura 1, 2a e b). A ALT e CR foram significativamente maiores nos tratamentos com inoculação de FMA, independentemente dos níveis de Si e, nos níveis de 300 mg kg^{-1} e 150 mg kg^{-1} de Si, respectivamente, independentemente da presença de inoculação micorrízica (Figura 2c e d). O DC foi maior no tratamento com o nível de 300 mg kg^{-1} de Si (Figura 2e). O NF apresentou valores mais elevados quando houve inoculação conjunta com FMA e Si, exceto nos tratamentos com os níveis de 0 e 150 mg kg^{-1} de Si (Figura 2f).

Figura 1 – Crescimento de plantas de *M. caesalpiniaefolia* sem inoculação micorrízica (-FMA), com inoculação micorrízica (+FMA) e quatro níveis de Si aplicados no solo (A - 0 mg kg^{-1} ; B - 150 mg kg^{-1} ; C - 225 mg kg^{-1} e D - 300 mg kg^{-1}).



Fonte: Autor.

Figura 2 – Parâmetros de crescimento de plantas de *M. caesalpiniaefolia* submetidas a diferentes tratamentos. Massa seca da parte aérea (MSPA) (a), massa seca da raiz (MSR) (b), altura (ALT) (c), comprimento da raiz (CR) (d), diâmetro do colo (DC) (e) e número de folhas (NF) (f). Os valores da figura representam a média de cinco repetições \pm erro padrão. Letras maiúsculas indicam diferenças significativas entre os níveis de Si sem ou com inoculação micorrízica (-FMA/+FMA), enquanto letras minúsculas e asteriscos representam diferenças significativas entre plantas sem e com inoculação micorrízica (-FMA/+FMA) dentro do mesmo nível de Si pelo teste de Scott-Knott ($p \leq 0.05$).



Com os resultados de nossos estudos, revela-se uma interação positiva entre FMA e Si para o aumento na biomassa, os valores crescem conforme o aumento das doses de Si e com a inoculação de FMA (Figuras 2 e 3).

Conforme os estudos de Maia *et al.* (2023) e Garcia *et al.* (2018), os FMA aumentaram a biomassa em plantas de *M. caesalpiniaefolia* submetidas a diferentes tratamentos com metais pesados. Os FMA têm potencial já conhecido para promover múltiplos benefícios para as plantas (Tiwari *et al.*, 2020), como promover melhor desenvolvimento das plantas mesmo em diferentes condições de estresse (Yang *et al.*, 2016; Honorato *et al.*, 2020; Wang *et al.*, 2021a; Wahab *et al.*, 2023).

O Si é visto como um elemento benéfico para diversas culturas, principalmente se tratando de gramíneas como o arroz (Dorairaj *et al.*, 2017; Luyckx *et al.*, 2017; Alam *et al.*, 2021; Gou *et al.*, 2022; Zhao *et al.*, 2022a). Adrees *et al.* (2015) e Puppe *et al.* (2023) relatam seus principais mecanismos para mitigar os efeitos danosos da contaminação por metais pesados no plantio, citam a complexação e co-precipitação de metais com o Si, a estimulação de sistemas antioxidantes em plantas, eficiência de fotossíntese aumentada mediada por Si, além de alterações induzidas por Si na expressão gênica relacionada ao transporte de membrana, um esforço para a redução de íons ativos de metais pesados na planta.

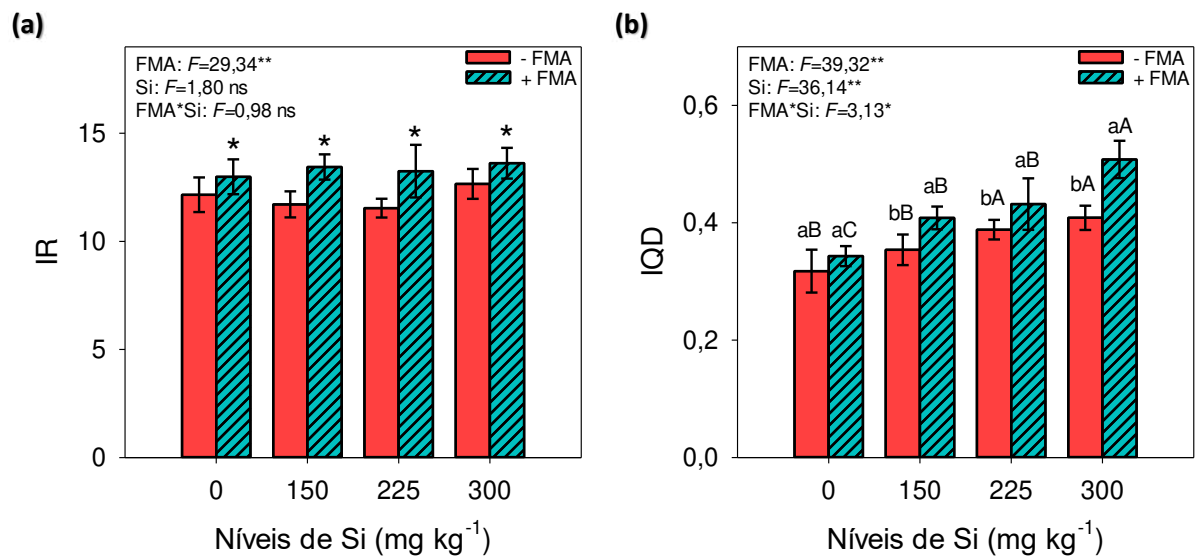
Zhao *et al.*, (2020) também obtiveram resultados semelhantes ao testarem a eficiência do Si em solos alcalinos e ácidos quanto ao potencial para inibir a absorção de Cd por plantas de arroz. Aplicado ao solo, tem influência sobre o pH atuando para diminuir a fitodisponibilidade de Cd e, considerando o fato de que o pH é um fator modulador da disponibilização de íons de Cd, os solos mais ácidos são os mais susceptíveis a esse processo, uma vez que o Si pode muito bem colaborar para o aumento do pH.

A interação Si e FMA é comprovada como benéfica para a planta, tendo sido vista como tratamento eficaz contra o estresse hídrico e o salino (Etesami *et al.*, 2022a; Etesami *et al.*, 2022b; Islam *et al.*, 2022). Fatos específicos sobre a interação destes dois fatores, é que o Si é capaz de auxiliar no início da infecção pelo fungo, auxiliando o metabolismo sinalizador da planta, o que pode auxiliar na colonização. Outro fato também é que os esporos de FMA podem acumular Si internamente (Etesami *et al.*, 2022b), além de ambos os fatos citados poderem atuar juntos em processos de biorremediação de solos contaminados por metais pesados (Bhagat *et al.*, 2022; Maia *et al.*, 2023). De acordo com Wang *et al.*, (2021b), os FMA, assim como o Si (Zhao *et al.*, 2022b), também podem atuar no metabolismo das plantas auxiliando a combater o desequilíbrio da concentração de espécies reativas de oxigênio (ERO) induzido pela presença de Cd na planta.

4.2 Índice de robustez (IR) e índice de qualidade de Dickson (IQD)

O IR foi maior no tratamento inoculado com FMA, independente dos níveis de Si aplicados no solo (Figura 3a). O IQD apresentou os maiores valores quando houve inoculação conjunta com FMA e Si (300 mg kg⁻¹) (Figura 3b).

Figura 3 – Índice de robustez (IR) (a) e índice de qualidade de Dickson (IQD) em plantas de *M. caesalpiniaefolia* submetidas a diferentes tratamentos. Os valores da figura representam a média de cinco repetições \pm erro padrão. Letras maiúsculas indicam diferenças significativas entre os níveis de Si sem ou com inoculação micorrízica (-FMA/+FMA), enquanto letras minúsculas e asteriscos representam diferenças significativas entre plantas sem e com inoculação micorrízica (-FMA/+FMA) dentro do mesmo nível de Si pelo teste de Scott-Knott ($p \leq 0.05$).



Já é conhecido que a qualidade das mudas (IQD) se torna maior quando estas estão em uma associação com FMA e suplementadas com Si (Santana, *et al.*, 2019; Khan *et al.*, 2021). Em nosso estudo, isto se deve a uma resposta direta aos efeitos benéficos apresentados anteriormente, tendo a qualidade se mostrando crescente paralelamente a aplicação de Si. Sugere-se que, inicialmente no solo, ocorre a complexação de ambos em meio aquoso, assim como também a precipitação do elemento metálico pela elevação do pH (Adrees *et al.*, 2015) (Figuras 3b e 6a).

Uma vez esses íons absorvidos pela planta, existe a possibilidade de que o Si forme um complexo com o Cd, onde o Si complexado ao metal adere principalmente a parede celular após absorção, assim permanecendo naquele tecido menos relevante, mantendo o elemento danoso longe de outros tecidos de maior importância (Puppe *et al.*, 2023). Mesmo que o Cd chegue aos tecidos mais relevantes, o Si atua ainda no metabolismo da planta auxiliando na fotossíntese, ou seja, no ganho de massa e na atenuação do estresse oxidativo

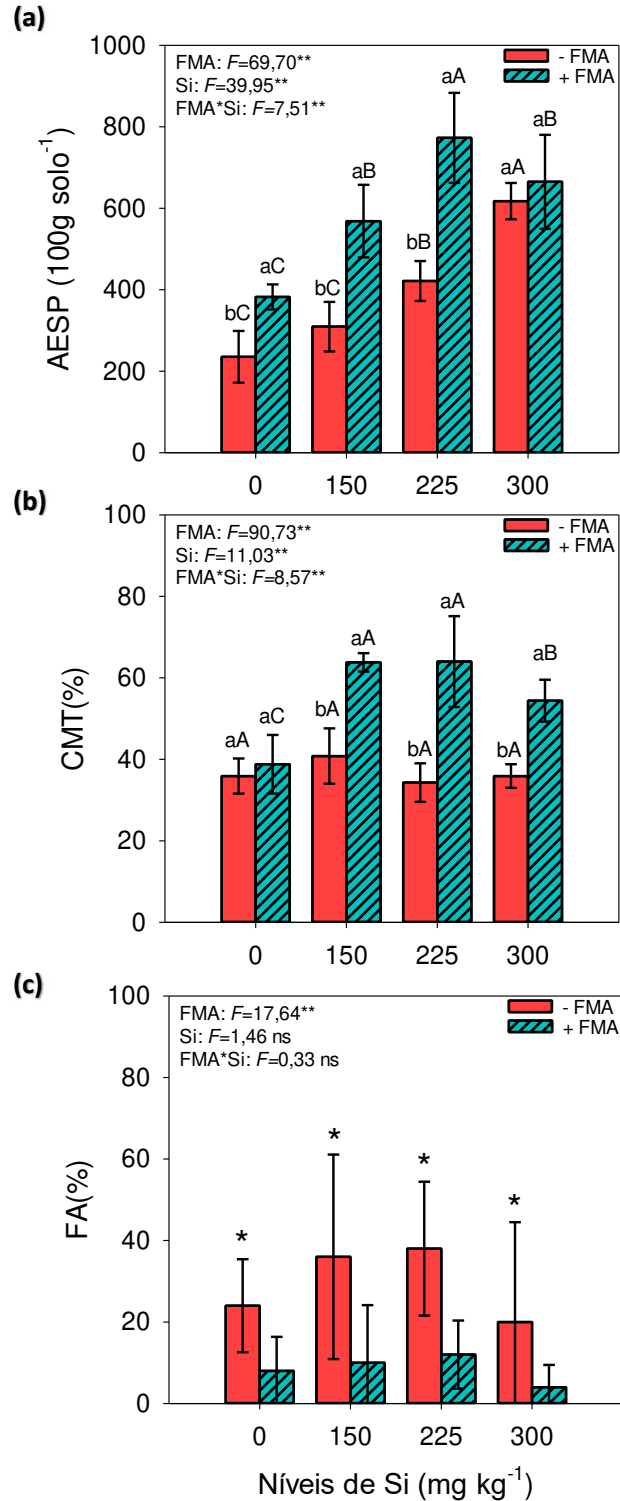
provocado por formas de oxigênio reativas derivadas do estresse natural ou do próprio metal pesado (Howladar *et al.*, 2018).

A inoculação com FMA conjuntamente com a adição de Si (300 mg kg^{-1}) apresentou os maiores valores para o IQD e IR. Esses resultados podem ser explicados pelo maior crescimento vegetal proporcionado por esse tratamento, implicando em uma maior produção de biomassa.

4.3 Abundância de esporos de FMA no solo (AESP), colonização micorrízica total (CMT) e frequência de arbúsculos (FA)

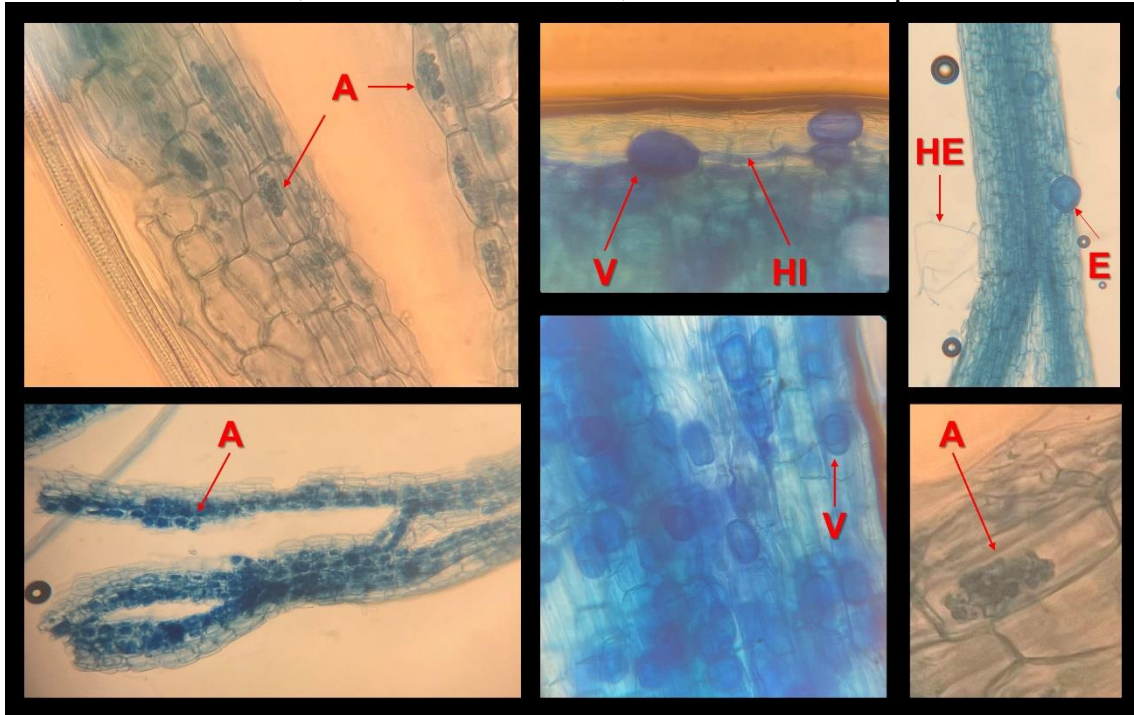
A AESP de FMA no solo e CMT foram significativamente influenciadas pelos níveis de Si aplicados no solo e pela inoculação com FMA (Figura 4a e b). A maior AESP de FMA no solo foi observada quando houve inoculação com FMA no nível de 225 mg kg^{-1} de Si (Figura 4a). A CMT apresentou comportamento semelhante à AESP de FMA no solo, com valores maiores quando houve inoculação conjunta de FMA e Si nos níveis de 150 e 225 mg kg^{-1} (Figura 4b). A FA nas raízes das plantas inoculadas com FMA apresentou uma redução significativa em comparação com as plantas não inoculadas, independentemente dos níveis de Si aplicados no solo (Figura 4c).

Figura 4 – Abundância de esporos de FMA no solo (AESP) (a), colonização micorrízica total (CMT) (b) e frequência de arbúsculos (FA) (c) em plantas de *M. caesalpiniaefolia* submetidas a diferentes tratamentos. Os valores da figura representam a média de cinco repetições \pm erro padrão. Letras maiúsculas indicam diferenças significativas entre os níveis de Si sem ou com inoculação micorrízica (-FMA/+FMA), enquanto letras minúsculas e asteriscos representam diferenças significativas entre plantas sem e com inoculação micorrízica (-FMA/+FMA) dentro do mesmo nível de Si pelo teste de Scott-Knott ($p \leq 0.05$).



O padrão morfológico dos FMA observado com base na colonização radicular de *M. caesalpinieafolia* apresentou estruturas endógenas identificadas como arbúsculos (tipo *Arum*) (Smith & Smith, 1996; Smith & Read, 2008), vesículas e hifas, além de hifas vegetativas extrarradiculares (Figura 5).

Figura 5 – Fotomicrografias das raízes de *M. caesalpinieafolia* após a coloração. V: vesícula; HI: hifa intrarradicolar; HE: hifa extrarradicolar; A: arbúsculo e E: esporo.



Fonte: Autor.

Plantas não inoculadas podem ter tido dificuldades para estabelecer colonização devido a presença de Cd (Zhang *et al.*, 2019) e da baixa abundância relativa de esporos (cerca de 300 esporos por 100 g de solo antes da contaminação pelo metal). Entretanto o sucesso da colonização nos demais tratamentos não inoculados teria ligação ao silício adicionado ao solo, o qual teria beneficiado as plantas pela redução da toxidez de Cd e facilitado a colonização das raízes por meio de estímulos ao metabolismo sinalizador das plantas (Etesami *et al.*, 2022b). Comumente a combinação entre FMA e Si é mais efetiva do que seus efeitos isolados (Bijalwan *et al.*, 2021; Islam *et al.*, 2022).

A inoculação com FMA associada a adição de Si aumentou a AESP e a CMT até o nível de 225 mg de Si por kg⁻¹ de solo. A partir desse limite o Si começaria a reduzir a expressão fúngica pela maior acessibilidade ao P disponibilizado no solo em função de uma maior solubilização promovida pelos maiores níveis de Si presentes no solo. (Pedone-Bonfim *et al.*, 2018; Cockerton *et al.*, 2020). Note-se que no nível de Si 225 mg de Si por kg⁻¹ as

plantas de sabiá inoculadas com FMA apresentaram maior concentração de P na parte aérea.

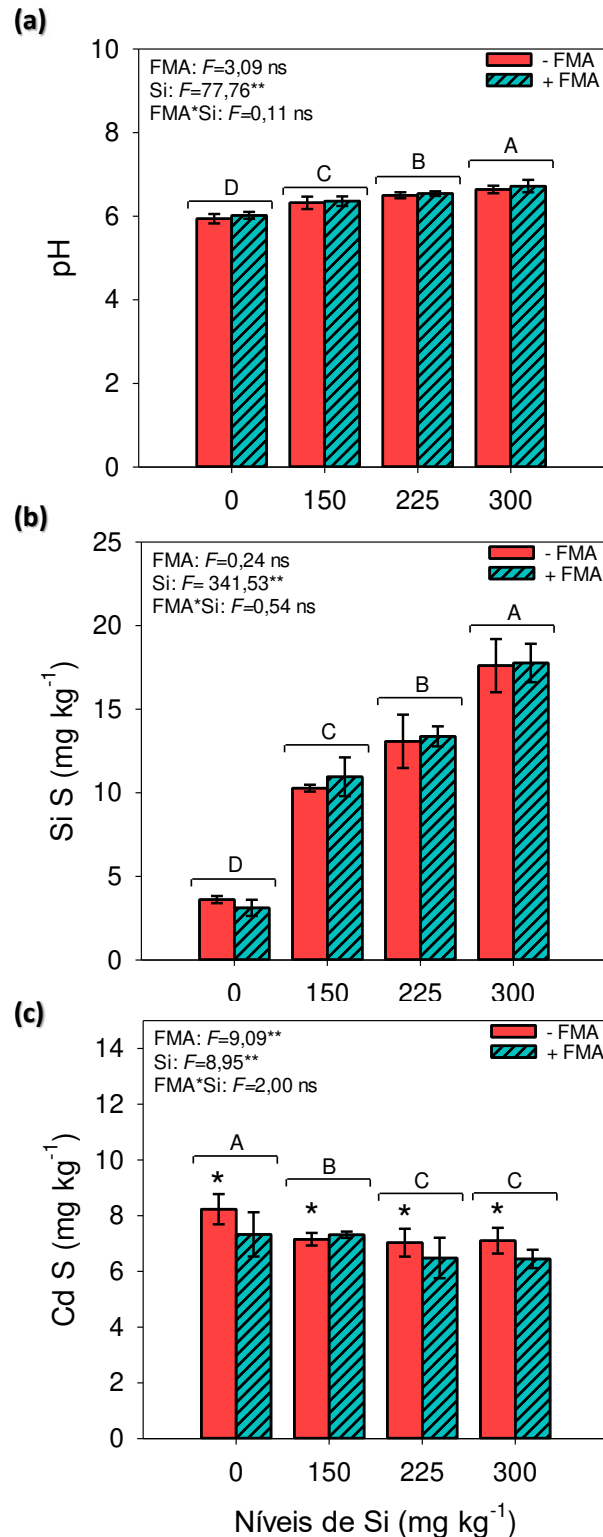
O pH da solução do solo mais neutro também pode ter oferecido melhores condições para que a espécie *Rhizoglyphus clarum* pudesse colonizar e se desenvolver, assim explicando o aumento da AESP e CMT (Daniels&Trappe, 1980; Abbott et al.,1985; Melo *et al* 2019; Corazon-Guivin *et al.*, 2022).

O P disponível é outro fator que pode influenciar a abundância de esporos de FMA no solo, uma vez que seu papel no metabolismo das plantas afeta o crescimento e a eficiência da simbiose modulando, assim, a colonização das raízes pelas estruturas fúngicas (Ma *et al.*, 2021; Corazon-Guivin *et al.*, 2022).

4.4 pH da solução do solo, teores de silício (Si S) e cádmio (Cd S) no solo

O pH da solução do solo foi influenciado significativamente pelo aumento nos níveis de Si aplicados, independente da inoculação ou não com FMA (Figura 6a e b). Os maiores valores foram observados no nível de 300 mg kg⁻¹ de Si (Figura 6a e b). Comportamento inverso ao pH e ao teor de Si no solo foi observado nos teores de Cd no solo (Figura 6c). Os menores teores de Cd no solo foram encontrados nos tratamentos inoculados com FMA, independentemente dos níveis de Si, e especialmente nos níveis de 225 mg kg⁻¹ e 300 mg kg⁻¹ de Si, independente da presença de inoculação micorrízica (Figura 6c).

Figura 6 – pH da solução do solo, teores de Si (Si S) e cádmio no solo (Cd S) em plantas de *M. caesalpiniaefolia* submetidas a diferentes tratamentos. Os valores da figura representam a média de cinco repetições \pm erro padrão. Letras maiúsculas indicam diferenças significativas entre os níveis de Si sem ou com inoculação micorrízica (-FMA/+FMA), enquanto letras minúsculas e asteriscos representam diferenças significativas entre plantas sem e com inoculação micorrízica (-FMA/+FMA) dentro do mesmo nível de Si pelo teste de Scott-Knott ($p \leq 0.05$).



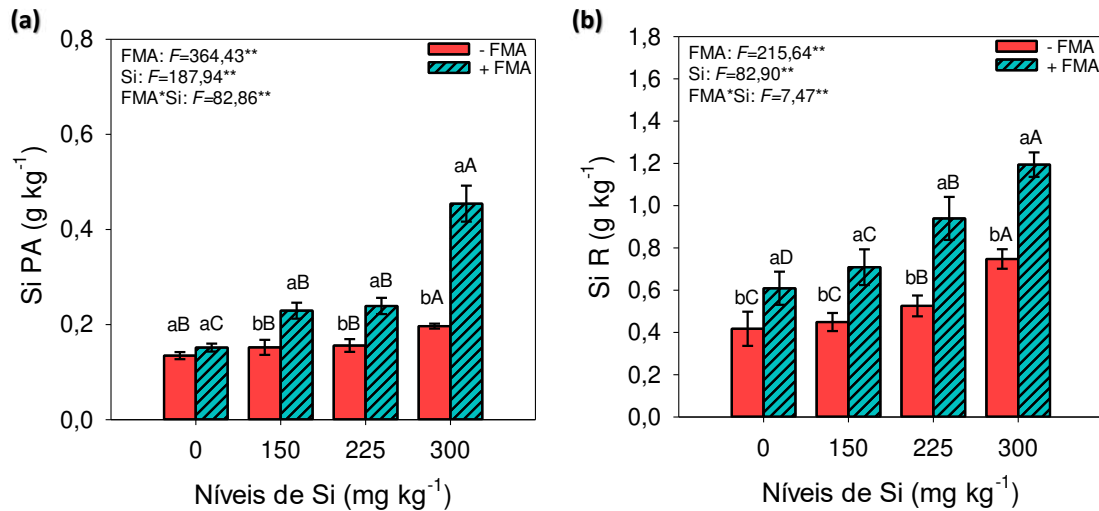
A suplementação de Si promoveu um aumento significativo no Si disponível no solo para a planta e este aumento se correlacionou positivamente com o aumento do pH da solução do solo (Kostic *et al.*, 2017) e negativamente com a concentração de Cd no solo, o que corrobora com a hipótese de que o Si reduz a biodisponibilidade de Cd no solo, através não somente da elevação do pH da solução do solo (Pan *et al.*, 2016), como também pelo fato de que o Si tenha imobilizado o Cd na solução do solo, tornando-o menos disponível (Adrees *et al.*, 2015; Zhang *et al.*, 2023).

Tratamentos inoculados com FMA promoveram uma redução na concentração de Cd no solo, que pode ter ocorrido devido a um sequestro deste metal pelas raízes colonizadas, o imobilizando em suas estruturas, como ocorre com outros metais a exemplo do Mn (Garcia *et al.*, 2020). Pode ainda ter havido absorção pela planta de Si juntamente com o Cd (Bhat *et al.*, 2019; Wei *et al.*, 2022), tendo sido observado que nos vasos com plantas não inoculadas houve um maior acúmulo do metal tóxico (Figura 6c). A ausência da suplementação com Si veio a resultar em maiores teores de Cd no solo, uma vez que nos tratamentos em que se adicionou o silicato de sódio houve uma redução destes teores (Figura 6 c).

4.5 Teores de Si na parte aérea (Si PA) e raiz (Si R)

Os teores de Si PA e Si R foram significativamente influenciados pelos níveis de Si aplicados no solo e pela inoculação com FMA (Figura 7a e b). Para ambas as variáveis, os maiores teores de Si foram encontrados nos tratamentos que receberam inoculação com FMA e Si (300 mg kg^{-1}) (Figura 7a e b).

Figura 7 – Teores de Si na parte aérea (Si PA) (a) e raiz (Si R) (b) em plantas de *M. caesalpiniaefolia* submetidas a diferentes tratamentos. Os valores da figura representam a média de cinco repetições \pm erro padrão. Letras maiúsculas indicam diferenças significativas entre os níveis de Si sem ou com inoculação micorrízica (-FMA/+FMA), enquanto letras minúsculas e asteriscos representam diferenças significativas entre plantas sem e com inoculação micorrízica (-FMA/+FMA) dentro do mesmo nível de Si pelo teste de Scott-Knott ($p \leq 0.05$).



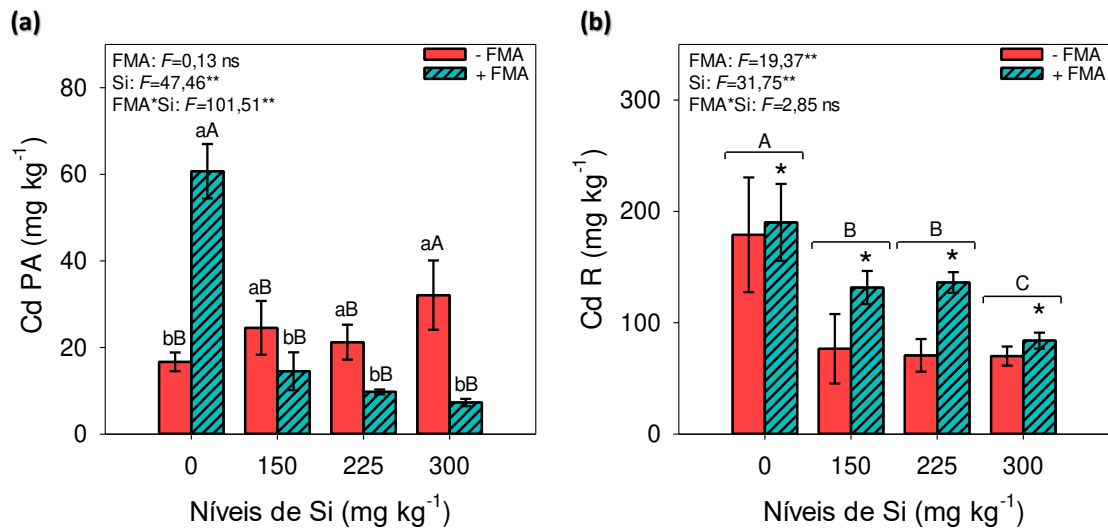
A inoculação com FMA proporcionou maiores acúmulos de Si tanto na parte aérea como nas raízes, mostrando como a inoculação pode potencializar a absorção de nutrientes (Moradtalab *et al.*, 2019), e isso mostrou uma correlação positiva com o aumento do Si disponível no solo. Em geral, as plantas se diferem quanto a sua capacidade de absorver Si, variando entre os estágios fenológicos, genótipos, espécies ou famílias. As gramíneas tendem a absorver naturalmente mais Si do que plantas como as leguminosas (Ma & Yamaji, 2015). Segundo Chen *et al.* (2018b) o aumento de Si disponível no solo é um fator externo á planta importante para que se tenha maior absorção de Si para os tecidos vegetais. Essa presença de Si pode atenuar efeitos danosos provenientes do elemento metálico tóxico, como sugerido para Mn por Carmo *et al.* (2018) e tais resultados corroboram com os obtidos em nosso estudo, onde reduziu a absorção e consequentemente a ação do Cd em tratamentos inoculados, além de apresentar similar comportamento na redução de CMT e AESP acima do nível de 225 mg de Si por kg de solo, também em tratamentos inoculados (Figura 4a e c).

4.6 Teores de Cd na parte aérea (Cd PA) e raiz (Cd R)

Os menores teores de Cd PA foram observados quando houve inoculação com FMA e em conjunto com a adição de Si em todos os níveis aplicados no solo (Figura 8a). Comportamento inverso foi observado para os tores de Cd R, nos quais os maiores valores foram observados quando as plantas foram inoculadas com FMA, independente dos níveis de

Si aplicados e, particularmente, na ausência de aplicação de Si no solo (0 mg kg^{-1}), desconsiderando a inoculação micorrízica (Figura 8b).

Figura 8 – Teores de cádmio na parte aérea (Cd PA) (a) e raiz (Cd R) (b) em plantas de *M. caesalpiniaefolia* submetidas a diferentes tratamentos. Os valores da figura representam a média de cinco repetições \pm erro padrão. Letras maiúsculas indicam diferenças significativas entre os níveis de Si sem ou com inoculação micorrízica (-FMA/+FMA), enquanto letras minúsculas e asteriscos representam diferenças significativas entre plantas sem e com inoculação micorrízica (-FMA/+FMA) dentro do mesmo nível de Si pelo teste de Scott-Knott ($p \leq 0.05$).



O controle inoculado foi capaz de absorver para a parte aérea uma maior quantidade de Cd, o que pode ser resultante também do baixo teor de P no solo, fato que aumentaria o teor de Cd disponível para a planta (You *et al.*, 2022). Entretanto, observa-se um declínio neste acúmulo de Cd na parte aérea com a suplementação crescente com Si nos trata, o que corrobora com a hipótese de um promissor sinergismo entre FMA e Si (Huang *et al.*, 2018; Khan, *et al.*, 2021; Carmo *et al.*, 2022) (Figura 8a).

Em relação aos tratamentos não inoculados com FMA, os resultados obtidos em nosso estudo demonstraram comportamento semelhante aos encontrados por Vaculík *et al.*, (2009), onde os teores de Cd foram maiores nas plantas Cd + Si do que nas plantas apenas com Cd na ausência de inoculação micorrízica (Figura 8a).

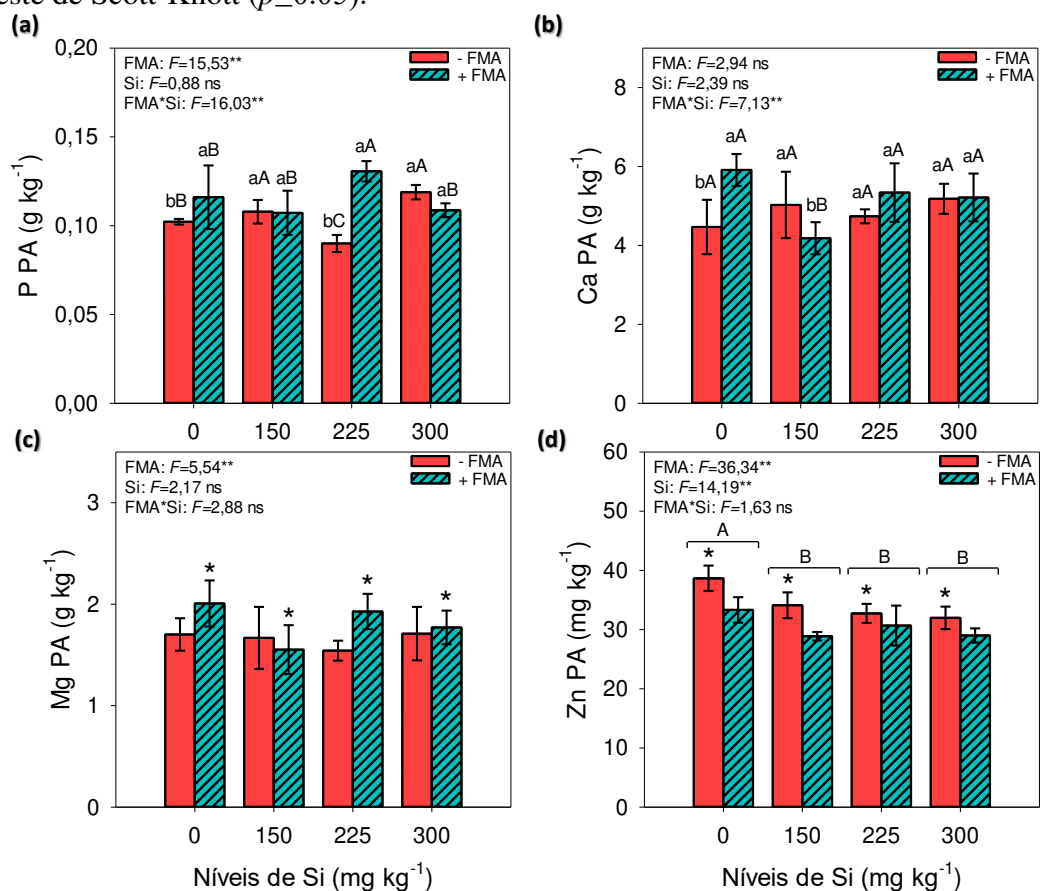
Na raiz, os tratamentos inoculados com FMA absorverem mais Cd, principalmente no controle inoculado não suplementado com Si, demonstrando, assim, uma haver uma limitação à translocação de Cd para a parte aérea das plantas inoculadas (Huang *et al.*, 2019; Khan, et al 2021; You *et al.*, 2022). Tal limitação pode ter sido estimulada pela presença do fungo micorrízico utilizado (*Rhizoglo mus*), possivelmente mais eficiente no impedimento da mobilização do metal na planta.

4.7 Teores de fósforo (P), cálcio (Ca), magnésio (Mg) e zinco (Zn) na parte aérea

O teor de P na parte aérea foi fortemente influenciado pela presença da inoculação micorrízica em conjunto com o Si, tratamento +FMA/225 (Figura 9a).

Ao analisar os diferentes níveis de Si aplicados no solo, não se observou diferença significativa em sua maioria entre as plantas inoculadas e não inoculadas com FMA em termos de teores de Ca na parte aérea (Figura 9b). O teor de Mg na parte aérea foi maior quando houve inoculação com FMA, independente dos níveis de Si aplicados no solo (Figura 9c). Por outro lado, o teor de Zn na parte aérea foi maior em plantas não inoculadas com FMA, independente dos níveis de Si aplicados e, na ausência de Si aplicado no solo (0mg kg⁻¹), independente da inoculação micorrízica (Figura 9d).

Figura 9 – Teores de fósforo (P) (a), cálcio (Ca) (b), magnésio (Mg) (c) e zinco (Zn) (d) na parte aérea de plantas de *M. caesalpiniaefolia* submetidas a diferentes tratamentos. Os valores da figura representam a média de cinco repetições \pm erro padrão. Letras maiúsculas indicam diferenças significativas entre os níveis de Si sem ou com inoculação micorrízica (-FMA/+FMA), enquanto letras minúsculas e asteriscos representam diferenças significativas entre plantas sem e com inoculação micorrízica (-FMA/+FMA) dentro do mesmo nível de Si pelo teste de Scott-Knott ($p \leq 0.05$).



O P teve maior absorção na presença de Si e inoculação micorrízica, no tratamento +FMA/225. É possível que o sinergismo para absorção de nutrientes, principalmente P, entre

os dois fatores atinja um limite máximo de eficiência onde acima do nível de 225 mg de Si por kg de solo começaria a haver uma redução na absorção de P (Kostic *et al.*, 2017, Bijalwan *et al.*, 2020., Islam *et al.*, 2022).

O tratamento de +FMA/225 apresentou os maiores valores para teor de P, CMT e AESP, e comportamento similar é descrito por Carmo *et al.* (2022) para *Leucaena leucocephala* (Lam.), também leguminosa, em solo contaminado por Mn, onde há um aumento até o descrito nível de 200 mg de Si por kg de solo, mas apesar do decréscimo observado na CMT e AESP das plantas sob níveis mais elevados de Si no solo, percebeu-se que a inoculação foi eficaz, não afetando a MSPA e MSR, assim como o IQD.

O aumento progressivo dos níveis de Si vem a reduzir os impactos negativos do Cd (Bhat *et al.*, 2019) (Figura 2a, b e 9a), é sugerido então que o Si possa começar a suprimir a expressão dos FMA em níveis acima de 225 mg de Si por kg de solo (Figura 4a), visto que, a planta poderia sentir cada vez menos a necessidade de recrutar mais fungos da microbiota do solo na raiz para atenuar o estresse por Cd.

Em nosso estudo não houveram indícios significativos que indiquem que o Cd possa ter reduzido a absorção de Ca e Mg (Adriano, 1986), apenas que a inoculação de FMA na maioria foi um fator importante para a absorção de nutrientes (Pedone-Bonfim *et al.*, 2018; Yang *et al.*, 2023).

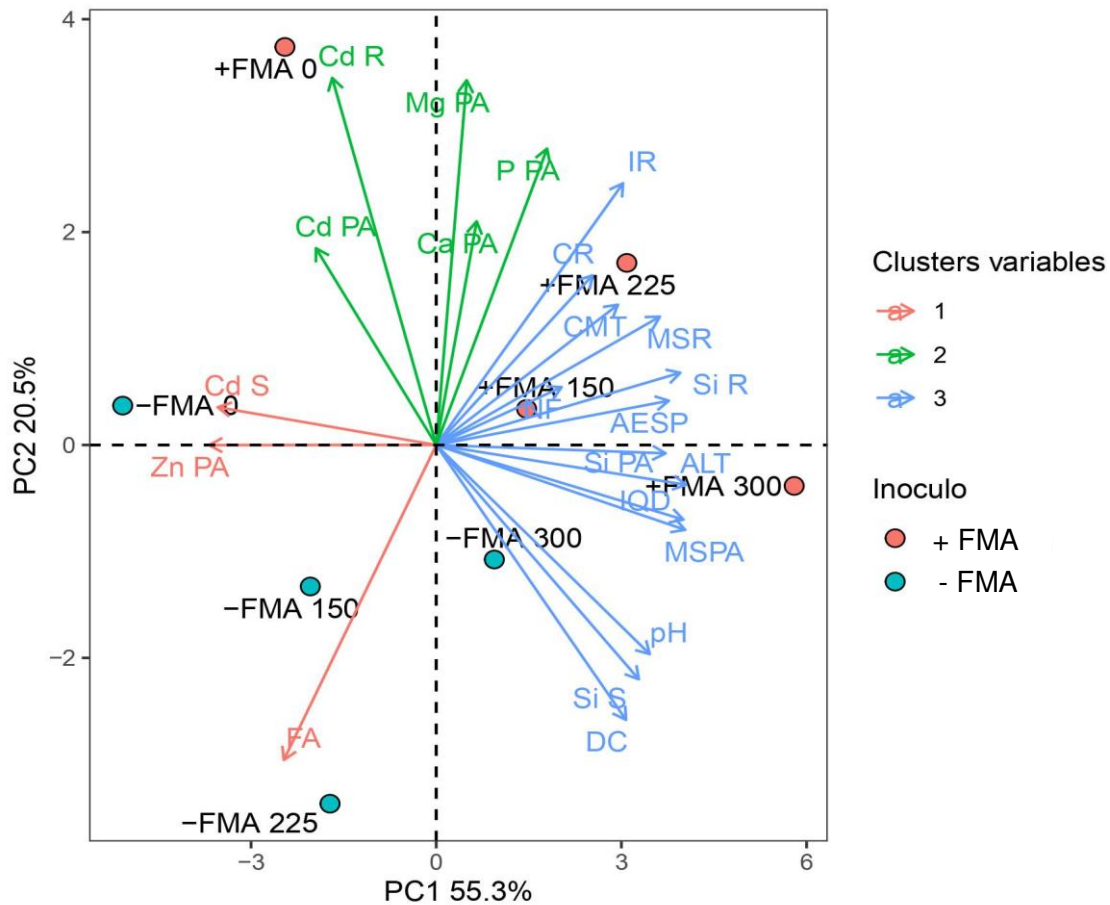
Assim como Cd, o Zn é um metal pesado, e teve sua absorção reduzida gradativamente (Figura 9d), acredita-se que devido a elevação do pH da solução do solo promovida pela aplicação dos crescentes níveis de Si (Malavolta, 1994; Vareda *et al.*, 2016).

4.8 Relações entre os parâmetros químicos do solo, crescimento e elementos da planta e indicadores da atividade micorrízica

O Componente Principal 1(PC1) e o Componente Principal 2 (PC2) explicaram 55,3% e 20,5% da variação total, respectivamente (Figura 10). Esses componentes agruparam valores referentes a parâmetros químicos do solo, variáveis de crescimento e elementos da planta, bem como indicadores da atividade micorrízica. Observa-se que os níveis de Si, quando associados a inoculação com FMA, favoreceram o crescimento de *M. caesalpiniaefolia*. Em particular, os níveis de 225 e 300 mg kg⁻¹, na presença da inoculação com FMA, estão fortemente relacionados ao incremento de variáveis indicativas de crescimento e qualidade da planta, como MSR, Si R, Si PA, ALT, MSPA, IR, CR e IQD (Figura 9). Essas variáveis também apresentaram associações com o aumento dos indicadores de atividade micorrízica, como CMT e AESP (Figura 10). Na ausência de Si e de inoculação

com FMA, observou-se correlação com os maiores teores de Cd S e Zn PA. Com a inoculação de FMA, mas sem Si, notaram-se teores mais elevados de Cd R, Cd PA, Ca PA, Mg PA e P PA. Por outro lado, a ausência da inoculação com FMA em níveis intermediários de Si foi associado a uma maior FA (Figura 10).

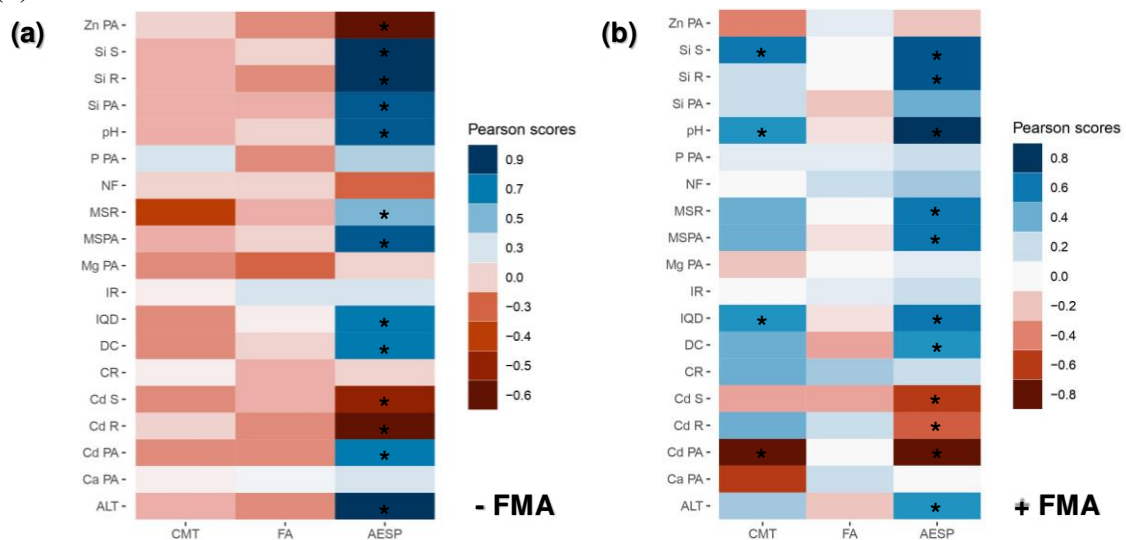
Figura 10 – Análise de Componentes Principais (ACP) entre os parâmetros químicos do solo, crescimento, elementos da planta e indicadores da atividade micorrízica em quatro níveis de Si (0, 150, 225 e 300 mg kg⁻¹) na ausência (-FMA) e presença de inoculação com FMA (+FMA).



A correlação de Pearson foi realizada utilizando os indicadores de atividade micorrízica com os parâmetros químicos do solo, de crescimento e elementos da planta, para os tratamentos sem inoculação (-FMA) e com inoculação de FMA (+FMA), separadamente, a fim de observar quais correlações eram únicas para cada condição avaliada. As análises de correlação de Pearson destacaram a influência dos indicadores de atividade micorrízica nos parâmetros de crescimento e elementos da planta, bem como nos parâmetros químicos do solo (Figura 11a e b). Independentemente da presença ou ausência de inoculação com FMA, a AESP apresentou correlação positiva com ALT, DC, IQD, MSPA, MSR, pH, Si R e Si S, e

correlação negativa com Cd R e Cd S (Figura 11a e b). Com a inoculação de FMA, observou-se que o aumento na AESP e na CMT estava associado à redução do Cd na parte aérea da planta (Figura 11b). Além disso, a CMT correlacionou-se positivamente com IQD, pH e Si S (Figura 11b).

Figura 11 – Correlações de Pearson entre os indicadores de atividade micorrízica e os parâmetros de crescimento, elementos da planta e químicos do solo em quatro níveis de Si (0, 150, 225 e 300 mg kg⁻¹) na ausência (-FMA) (a) e presença de inoculação com FMA (+FMA) (b).



*Indica correlação significativa ($p < 0,05$).

A inoculação de *M. caesalpiniaefolia* com FMA, foi capaz de maximizar a CMT que aumentou a qualidade das plantas (IQD) em detrimento dos efeitos negativos Cd (Figura 11), revelando os efeitos positivos da inoculação na mitigação da toxicidade por do Cd (Naeem *et al.*, 2015; Hashem *et al.*, 2018).

Os níveis de Si de 225 mg kg⁻¹ e 300 mg de Si por kg⁻¹, junto da inoculação, apresentaram maiores resultados para massa, já que como o Si apresenta efeitos benéficos ao sistema da planta, assim como a inoculação, ambos atuam em prol da redução do transporte de Cd na planta (Bhat *et al.*, 2019), e em sinergismo (Khan, *et al.*, 2021; Carmo *et al.*, 2022).

Em síntese, a inoculação proporciona mais correlações benéficas entre CMT e AESP com as outras variáveis, o que demonstra como a adição de FMA pode maximizar fatores positivos, e minimizar os mais danosos (Figura 11), devendo diminuir os efeitos do Cd ao imobilizá-lo em suas estruturas, por exemplo (Tiwari *et al.*, 2020). A suplementação de Si, vem a auxiliar os FMA em seu trabalho (Huang *et al.*, 2018; Khan, *et al.*, 2021), assim como o metabolismo da planta e também para atuar contra o próprio Cd (Bhat *et al.*, 2019).

5 CONCLUSÕES

A inoculação de *M. caesalpiniaefolia* com FMA, combinada com a aplicação de Si, em particular nos níveis de 225 mg kg⁻¹ e 300 mg de Si por kg⁻¹, mitiga a toxidez induzida por Cd e maximiza o crescimento da planta.

Os FMA potencializam a absorção de Si pela planta, atuando como mecanismo biológico para atenuar os efeitos da fitotoxicidade e aumentar a tolerância de *M. caesalpiniaefolia* ao Cd.

A espécie *M. caesalpiniaefolia* inoculada com FMA e suplementada com Si demonstrou um grande potencial como planta fitoestabilizadora, ao ser capaz de suportar altas concentrações de Cd em suas raízes e evitar a translocação excessiva deste para a parte aérea da planta.

A interação entre FMA e Si em plantas com característica fitoestabilizadora pode ser uma estratégia promissora para a reabilitação de solos contaminados por Cd, reduzindo potenciais transferências deste metal à cadeia alimentar e contribuindo para um ambiente seguro e saudável.

REFERÊNCIAS

- ABBOTT, L.; ROBSON, A. The effect of soil pH on the formation of VA mycorrhizas by two species of *Glomus*. **Soil Research**, [s. l.], v. 23, n. 2, p. 253, 1985.
- ADRIANO, D C. Trace Elements in the Terrestrial Environment. **Springer**, New York, NY, 1986.
- ADEYEMI, N. O.; ATAYESE, M. O.; SAKARIYAWO, O. S.; AZEEZ, J. O.; ABAYOMI SOBOWALE, S. P.; OLUBODE, A.; MUDATHIR, R.; ADEBAYO, R.; ADEOYE, S. Alleviation of heavy metal stress by arbuscular mycorrhizal symbiosis in *Glycine max* (L.) grown in copper, lead and zinc contaminated soils. **Rhizosphere**, [s. l.], v. 18, p. 100325, 2021.
- ADREES, M.; ALI, S.; RIZWAN, M.; ZIA-UR-REHMAN, M.; IBRAHIM, M.; ABBAS, F.; FARID, M.; QAYYUM, M. F.; IRSHAD, M. K. Mechanisms of silicon-mediated alleviation of heavy metal toxicity in plants: A review. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, [s. l.], v. 119, p. 186–197, 2015.
- ALAM, A; HARIYANTO, B; ULLAH, H; SALIN, KR; DATTA, A. Effects of silicon on growth, yield and fruit quality of cantaloupe under drought stress. **Silicon** 13:3153–3162. 2021.
- ALEJANDRA MARTINS, **BBC News Mundo**, 2021. Chumbo: como metal pesado tóxico afeta crianças no Brasil e no mundo décadas após proibição. Disponível em: <https://www.bbc.com/portuguese/geral-57886448>. Acesso em: 12 jun. 2022.
- ALVARES, C. A. *et al.* Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift, Stuttgart**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2014.
- ALVES, J. M, DE LIMA, A.S.; DE FIGUEREDO, L.F. ET AL. Nitrogen and Silicon Application Can Increase Nutrient Uptake and Fruit Quality of *Cucurbita pepo* L.. **Water Air Soil Pollution**, [s. l.], 2022.
- ARCIDIACONO, M.; PELLEGRINO, E.; NUTI, M.; ERCOLI, L. Field inoculation by arbuscular mycorrhizal fungi with contrasting life-history strategies differently affects tomato nutrient uptake and residue decomposition dynamics. **Plant and Soil**, [s. l.], 2023.
- AWAN, S. A.; ILYAS, N.; KHAN, I.; RAZA, M. A.; REHMAN, A. U.; RIZWAN, M.; RASTOGI, A.; TARIQ, R.; BRESTIC, M. *Bacillus siamensis* Reduces Cadmium Accumulation and Improves Growth and Antioxidant Defense System in Two Wheat (*Triticum aestivum* L.) Varieties. **Plants**, [s. l.], v. 9, n. 7, p. 878, 2020.
- BAIRD, C. (Tradução: RECIO, M. A. L. e CARRERA, L. C. M.). **Química Ambiental**, 2^a ed. Porto Alegre: Ed. Bookman, 2002.
- BAKHAT, H. F.; BIBI, N.; HAMMAD, H. M.; SHAH, G. M.; ABBAS, S.; RAFIQUE, H. M.; MOHAMED, A. K. S. H.; MAQBOOL, M. M. Effect of Silicon Fertilization on Eggplant Growth and Insect Population Dynamics. **Silicon**, [s. l.], v. 15, n. 8, p. 3515–3523, 2023.

- BARBOSA, N. C.; VENÂNCIO, R.; ASSIS, M. H. S.; PAIVA, J. de B.; CARNEIRO, M. A. C.; PEREIRA, H. S. Formas de aplicação de silicato de cálcio e magnésio na cultura do sorgo em neossolo quartzarênico de cerrado. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v. 38, n. 4, p. 290–296, 2008.
- BASTOS, Cleverson Leite; KELLER, Vicente. **Aprendendo a aprender**: introdução à metodologia científica. 19. ed. Petrópolis: Vozes, 2006.
- BHAGAT, N.; BHARTI, U.; NANDA, R.; SHARMA, R. Background level, occurrence, speciation, bioavailability, uptake detoxification mechanisms and management of Mn-polluted soil. Em: **Appraisal of Metal (Loids) in the Ecosystem**. [s.l.]: Elsevier, 2022. p. 61–80.
- BHAT, J. A.; SHIVARAJ, S. M.; SINGH, P.; NAVADAGI, D. B.; TRIPATHI, D. K.; DASH, P. K.; SOLANKE, A. U.; SONAH, H.; DESHMUKH, R. Role of Silicon in Mitigation of Heavy Metal Stresses in Crop Plants. **Plants**, [s. l.], v. 8, n. 3, p. 71, 2019.
- BIJALWAN, P.; JEDDI, K.; SAINI, I.; SHARMA, M.; KAUSHIK, P.; HESSINI, K. Mitigation of saline conditions in watermelon with mycorrhiza and silicon application. **Saudi Journal of Biological Sciences**, [s. l.], v. 28, n. 7, p. 3678–3684, 2021.
- BISWAS, T.; PARVEEN, O.; PANDEY, V. P.; MATHUR, A.; DWIVEDI, U. N. Heavy metal accumulation efficiency, growth and centelloside production in the medicinal herb *Centella asiatica* (L.) urban under different soil concentrations of cadmium and lead. **Industrial Crops and Products**, [s. l.], v. 157, p. 112948, 2020.
- BŁASZKOWSKI, J.; KOZŁOWSKA, A., CROSSAY, T.; SYMANCZIK, S.; AL-YAHYA'EI, M.N. A new family, Pervetustaceae with a new genus, Pervetustus, and *P. simplex* sp. nov.(Paraglomerales), and a new genus, *Innospora* with *I. majewskii* comb. nov.(Paraglomeraceae) in the Glomeromycotina. **Nova Hedwigia**. 2017.
- BŁASZKOWSKI, J.; NIEZGODA, P.; GOTO, B. T.; DALPE, Y. A new genus, *Oehlia* with *Oehlia diaphana* comb. nov. and an emended description of *Rhizoglosum vesiculiferum* comb. nov. in the Glomeromycotina. **Nova Hedwigia**, 2018.
- BRUNETTO, G.; ROSA, D. J.; AMBROSINI, V. G.; HEINZEN, J.; FERREIRA, P. A. A.; CERETTA, C. A.; SOARES, C. R. F. S.; MELO, G. W. B.; SORIANI, H. H.; NICOLOSO, F. T.; FARIAS, J. G.; DE CONTI, L.; SILVA, L. O. S.; SANTANA, N.; COUTO, R. R.; JACQUES, R. J. S.; TIECHER, T. L. Use of phosphorus fertilization and mycorrhization as strategies for reducing copper toxicity in young grapevines. **Scientia Horticulturae**, [s. l.], v. 248, p. 176–183, 2019.
- CAI, Y.; PAN, B.; LIU, B.; CAI, K.; TIAN, J.; WANG, W. The Cd sequestration effects of rice roots affected by different Si management in Cd-contaminated paddy soil. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 849, p. 157718, 2022.
- CAI, Y.; ZHANG, S.; CAI, K.; HUANG, F.; PAN, B.; WANG, W. Cd accumulation, biomass and yield of rice are varied with silicon application at different growth phases under high concentration cadmium-contaminated soil. **Chemosphere**, [s. l.], v. 242, p. 125128, 2020.
- CARMO, J. F. Do; GARCIA, K. G. V.; MENDES FILHO, P. F.; PEREIRA, A. P. de A.; PINHEIRO, J. I. Silicon Application And Mycorrhiza Inoculation Promoted *Leucaena*

Leucocephala Growth In A Soil Highly Contaminated By Manganese. **Nativa**, [s. l.], v. 10, n. 3, p. 410–416, 2022.

CARVALHO, P. E. R. Circular Técnica 135, Sabiá Mimosa caesalpiniaefolia. **Embrapa Florestas**. Colombo, PR, 2007.

CASAROLI, D.; JONG VAN LIER, Q. Critérios para determinação da capacidade de vaso. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 1, p. 59-66, 2008

CHANG, Q.; DIAO, F.; WANG, Q.; PAN, L.; DANG, Z.; GUO, W. Effects of arbuscular mycorrhizal symbiosis on growth, nutrient and metal uptake by maize seedlings (*Zea mays* L.) grown in soils spiked with Lanthanum and Cadmium. **Environmental Pollution**, [s. l.], v. 241, p. 607–615, 2018.

CHELLAIAH, E. R. Cadmium (heavy metals) bioremediation by *Pseudomonas aeruginosa*: a minireview. **Applied Water Science**, [s. l.], v. 8, n. 6, p. 154, 2018.

CHEN, D.; CHEN, D.; XUE, R.; LONG, J.; LIN, X.; LIN, Y.; JIA, L.; ZENG, R.; SONG, Y. Effects of boron, silicon and their interactions on cadmium accumulation and toxicity in rice plants, **Journal of Hazardous Materials**, Volume 367, Pages 447-455, 2019.

CHEN, D.; WANG, S.; YIN, L.; DENG, X. How Does Silicon Mediate Plant Water Uptake and Loss Under Water Deficiency? **Frontiers in Plant Science**, [s. l.], v. 9, 2018. b.

CHEN, M.; ARATO, M.; BORGHI, L.; NOURI, E.; REINHARDT, D. Beneficial Services of Arbuscular Mycorrhizal Fungi From Ecology to Application. **Frontiers in Plant Science** [s. l.], v.9, 2018. a.

CHEN, X.; LI, H.; CHAN, W. F.; WU, C.; WU, S.; WONG, M. H. Arsenite transporters expression in rice (*Oryza sativa* L.) associated with arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) colonization under different levels of arsenite stress, **Chemosphere**, Volume 89, Issue 10, p. 1248-1254, 2012.

CHEN, Z.; HU, B.; HU, S.; VOGEL-MIKUŠ, K.; PONGRAC, P.; VYMAZAL, J. Immobilization of chromium enhanced by arbuscular mycorrhizal fungi in semi-aquatic habitats with biochar addition. **Journal of Hazardous Materials**, [s. l.], v. 439, p. 129562, 2022.

CHIROMA, T. M.; EBEWELE, R. O.; HYMORE, F. K. Comparative assessment of heavy metal levels in soil, vegetables and urban grey waste water used for irrigation in Yola and Kano. **International refereed journal of engineering and science**, v. 3, n. 2, p. 01-09, 2014.

CHRISTENHUSZ, M. J. M.; BYNG, J. W. The number of known plants species in the world and its annual increase. **Phytotaxa**, 2016.

COCKERTON, H. M.; LI, B.; STAVRIDOU, E.; JOHNSON, A.; KARLSTRÖM, A.; ARMITAGE, A. D.; MARTINEZ-CRUCIS, A.; GALIANO-ARJONA, L.; HARRISON, N.; BARBER-PÉREZ, N.; COBO-MEDINA, M.; HARRISON, R. J. Genetic and phenotypic associations between root architecture, arbuscular mycorrhizal fungi colonisation and low phosphate tolerance in strawberry (*Fragaria × ananassa*). **BMC Plant Biology**, [s. l.], v. 20, n. 1, p. 154, 2020.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Informações toxicológicas FIT – Ficha de Informação Toxicológica Cádmio**. São Paulo: CETESB, 2022.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO; **Lista holandesa de valores de qualidade do solo e da água subterrânea – Valores STI**. 2018. Disponível em: http://freitag.com.br/files/uploads/2018/02/portaria_norma_41.pdf. Acesso em: 29 jun. 2022.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução N° 420**, de 28 de dezembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientados de qualidade do solo quanto a presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Brasil: CONAMA, 2009.

CORAZON-GUIVIN, M. A.; VALLEJOS-TAPULLIMA, A.; RENGIFO-DEL AGUILA, S.; RONDINEL-MENDOZA, N. V.; HERNÁNDEZ-CUEVAS, L. V.; CARVAJAL-VALLEJOS, F. M.; CARBALLAR-HERNÁNDEZ, S. Influence of Substrate Properties on Communities of Arbuscular Mycorrhizal Fungi Isolated from Agroecosystems in Peru. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, [s. l.], v. 22, n. 4, p. 4784–4797, 2022.

COSKUN, D.; DESHMUKH, R.; SONAH, H.; MENZIES, J. G.; REYNOLDS, O.; MA, J. F.; KRONZUCKER, H. J.; BÉLANGER, R. R. The controversies of silicon's role in plant biology. **New Phytologist**, [s. l.], v. 221, n. 1, p. 67–85, 2019.

CUI, J.; LIU, T.; LI, F.; YI, J.; LIU, C.; YU, H. Silica nanoparticles alleviate cadmium toxicity in rice cells: Mechanisms and size effects. **Environmental Pollution**, [s. l.], v. 228, p. 363–369, 2017.

DA SILVA, M. G.; GARCIA, K. G. V.; MATTOS, A. L. A.; PEREZ, E. H.; DA SILVA MARTINS, T.; DE AQUINO SOUSA, L. F. R.; DA COSTA PINTO, A. M.; ESCOBAR, M. E. O. Reduction of Cd²⁺ and Pb²⁺ Bioavailability in Contaminated Soil Treated with Sisal Residues (*Agave sisalana*). **Water, Air, & Soil Pollution**, [s. l.], v. 234, n. 2, p. 111, 2023.

DANIELS, B. A.; TRAPPE, J. M. Factors Affecting Spore Germination of the Vesicular-Arbuscular Mycorrhizal Fungus, *Glomus epigaeus*. **Mycologia**, [s. l.], v. 72, n. 3, p. 457, 1980.

DANTAS, J. S.; SOUZA, A. P.; FARIAS, M. F.; NOGUEIRA, V. F. B. Interações entre grupos de microorganismos com a rizosfera, **Pesquisa Aplicada & Agrotecnologia**, v. 2, n 2, 2009.

DE OLIVEIRA FILHO, A. S. B.; DE MELLO PRADO, R.; TEIXEIRA, G. C. M.; ROCHA, A. M. S.; DE SOUZA JUNIOR, J. P.; DE CÁSSIA PICCOLO, M.; ROCHA, J. R. Silicon attenuates the effects of water deficit in sugarcane by modifying physiological aspects and C:N:P stoichiometry and its use efficiency. **Agricultural Water Management**, [s. l.], v. 255, p. 107006, 2021.

DE OLIVEIRA, V. H.; MAZZAFERA, P.; DE ANDRADE, S. A. L. Alleviation of low phosphorus stress in *Eucalyptus grandis* by arbuscular mycorrhizal symbiosis and excess Mn. **Plant Stress**, [s. l.], v. 5, p. 100104, 2022.

DE OLIVEIRA, V. H.; ULLAH, I.; DUNWELL, J. M.; TIBBETT, M. Mycorrhizal symbiosis induces divergent patterns of transport and partitioning of Cd and Zn in *Populus trichocarpa*. **Environmental and Experimental Botany**, [s. l.], v. 171, p. 103925, 2020.

DE TOMBEUR, F.; ROUX, P.; CORNELIS, J.-T. Silicon dynamics through the lens of soil-plant-animal interactions: perspectives for agricultural practices. **Plant and Soil**, [s. l.], v. 467, n. 1–2, p. 1–28, 2021.

DEUCHER, M. T. **Retenção e mobilidade de cádmio em solos: revisão e estudo de caso em ambiente tropical**. 2001. Dissertação (Mestrado em Geoquímica e Geotectônica) - Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2001.

DHIMAN, P.; RAJORA, N.; BHARDWAJ, S.; SUDHAKARAN, S. S.; KUMAR, A.; RATURI, G.; CHAKRABORTY, K.; GUPTA, O. P.; DEVANNA, B. N.; TRIPATHI, D. K.; DESHMUKH, R. Fascinating role of silicon to combat salinity stress in plants: An updated overview. **Plant Physiology and Biochemistry**, [s. l.], v. 162, p. 110–123, 2021.

DICKSON, A., LEAF, A., HOSNER, J. F. Quality appraisal of white spruce and white pine seedling stock in nurseries. **Forestry Chronicle**, v. 36, p. 10-13, 1960.

DONG, R.; GU, L.; GUO, C.; XUN, F.; LIU, J. Effect of PGPR *Serratia marcescens* BC-3 and AMF *Glomus intraradices* on phytoremediation of petroleum contaminated soil. **Ecotoxicology**, [s. l.], v. 23, n. 4, p. 674–680, 2014.

DORAIRAJ, D.; ISMAIL, M. R.; SINNIAH, U. R.; KAR BAN, T. Influence of silicon on growth, yield, and lodging resistance of MR219, a lowland rice of Malaysia. **Journal of Plant Nutrition**, [s. l.], v. 40, n. 8, p. 1111–1124, 2017.

DUTRA, V.F.; MORALES, M.; JORDÃO, L.S.B.; BORGES, L.M.; SILVEIRA, F.S.; SIMON, M.F.; SANTOS-SILVA, J.; NASCIMENTO, J.G.A.; RIBAS, O.D.S. **Mimosa in Flora e Funga do Brasil**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <https://floradobrasil.jbrj.gov.br/FB598570>. Acesso em 22 jun. 2022.

EL ATI-HELLAL, M.; HELLAL, F. Heavy Metals in the Environment and Health Impact. In: **Environmental Health**. 2021.

ELANGO, D.; DEVI, K. D.; JEYABALAKRISHNAN, H. K.; RAJENDRAN, K.; THOOMATTI HARIDASS, V. K.; DHARMARAJ, D.; CHARUCHANDRAN, C. V.; WANG, W.; FAKUDE, M.; MISHRA, R.; VEMBU, K.; WANG, X. Agronomic, breeding, and biotechnological interventions to mitigate heavy metal toxicity problems in agriculture. **Journal of Agriculture and Food Research**, [s. l.], v. 10, p. 100374, 2022.

ELLIOTT, C. L.; SNYDER, G. H. Autoclave-induced digestion for the colorimetric determination of silicon in rice straw. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, [s. l.], v. 39, n. 6, p. 1118–1119, 1991.

EPSTEIN, E. Silicon: its manifold roles in plants. **Annals of Applied Biology**, [s. l.], v. 155, n. 2, p. 155–160, 2009.

ETESAMI, H.; LI, Z.; MAATHUIS, F. J. M.; COOKE, J. The combined use of silicon and arbuscular mycorrhizas to mitigate salinity and drought stress in rice. **Environmental and Experimental Botany**, [s. l.], v. 201, p. 104955, 2022. a.

ETESAMI, H.; SCHALLER, J. Improving phosphorus availability to rice through silicon management in paddy soils: A review of the role of silicate-solubilizing bacteria. **Rhizosphere**, [s. l.], v. 27, p. 100749, 2023.

- ETESAMI, H.; SHOKRI, E.; JEONG, B. R. The combined use of silicon/nanosilicon and arbuscular mycorrhiza for effective management of stressed agriculture: Action mechanisms and future prospects. Em: **Silicon and Nano-silicon in Environmental Stress Management and Crop Quality Improvement**. [s.l.] : Elsevier, 2022. p. 241–264. b.
- FATEMI, H.; ESMAIEL POUR, B.; RIZWAN, M. Isolation and characterization of lead (Pb) resistant microbes and their combined use with silicon nanoparticles improved the growth, photosynthesis and antioxidant capacity of coriander (*Coriandrum sativum* L.) under Pb stress. **Environ. Pollut.** (Barking, Essex: 1987) 266, 114982, 2020.
- FERREIRA, P. A. A.; LOPES, G.; SANTANA, N. A.; MARCHEZAN, C.; SOARES, C. R. F. S.; GUILHERME, L. R. G. Soil amendments affect the potential of *Gomphrena claussenii* for phytoremediation of a Zn- and Cd-contaminated soil. **Chemosphere**, [s. l.], v. 288, p. 132508, 2022.
- FINLAY, R. D. Ecological aspects of mycorrhizal symbiosis: with special emphasis on the functional diversity of interactions involving the extraradical mycelium, **Journal of Experimental Botany**, Volume 59, Issue 5, Pages 1115–1126, 2008,
- FLOSS, D. S.; LEVY, J. G.; LÉVESQUE-TREMBLAY, V.; PUMPLIN, N.; HARRISON, M. J. DELLA proteins regulate arbuscule formation in arbuscular mycorrhizal symbiosis. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, [s. l.], v. 110, n. 51, 2013.
- FROTA, E. B.; & VASCONCELOS, N. M. S. **Química Ambiental**. 2ª ed. Fortaleza: EdUECE, 2019
- GAO, M. Y.; CHEN, X. W.; HUANG, W. X.; WU, L.; YU, Z. S.; XIANG, L.; MO, C. H.; LI, Y. W.; CAI, Q. Y.; WONG, M. H.; LI, H. Cell wall modification induced by an arbuscular mycorrhizal fungus enhanced cadmium fixation in rice root. **Journal of Hazardous Materials**, [s. l.], v. 416, p. 125894, 2021.
- GARCIA, K. G. V., GOMES, V. F. F., MENDES FILHO, P. F., MARTINS, C. M., DE ALMEIDA, A. M. M., & DA SILVA JÚNIOR, J. M. T. Tolerância de *Mimosa caesalpiniaefolia* Benth. associada a micorrizas arbusculares em substrato da mineração de manganês. **Revista de Ciências Agrárias Amazonian Journal of Agricultural and Environmental Sciences**, 60(3), 247-255, 2017.
- GARCIA, K. G. V., GOMES, V. F. F., MENDES FILHO, P. F., MARTINS, C. M., DE ALMEIDA, A. M. M., & DA SILVA JÚNIOR, J. M. T. Tolerância de *Mimosa caesalpiniaefolia* Benth. associada a micorrizas arbusculares em substrato da mineração de manganês. **Revista de Ciências Agrárias Amazonian Journal of Agricultural and Environmental Sciences**, 60(3), 247-255, 2018.
- GARCIA, K. G. V.; GOMES, V. F. F.; FILHO, P. F. M.; MARTINS, C. M.; SILVA JÚNIOR, J. M. T. Da; CUNHA, C. S. M.; PINHEIRO, J. I. Arbuscular Mycorrhizal Fungi in the Phytostabilization of Soil Degraded by Manganese Mining. **Journal of Agricultural Science**, [s. l.], v. 10, n. 12, p. 192, 2018.
- GARCIA, K. G. V.; MENDES FILHO, P. F.; PINHEIRO, J. I.; DO CARMO, J. F.; DE ARAÚJO PEREIRA, A. P.; MARTINS, C. M.; DE ABREU, M. G. P.; OLIVEIRA FILHO, J. de S. Attenuation of Manganese-Induced Toxicity in *Leucaena leucocephala* Colonized by Arbuscular Mycorrhizae. **Water, Air, & Soil Pollution**, [s. l.], v. 231, n. 1, p. 22, 2020.

- GARCIA, Kaio Gráculo Vieira. **Desenvolvimento de Mimosa caesalpiniaefolia Benth. colonizada com micorrizas arbusculares em solos degradados por mineração de Mn.** 2015. 67 f. Dissertação (Mestrado em agronomia) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza-CE, 2015.
- GARG, N.; KASHYAP, L.; SINGH, S.; BHANDARI, P. **Silicon Nutrition and Arbuscular Mycorrhizal Fungi:** Promising Strategies for Abiotic Stress Management in Crop Plants. *In:* DESHMUKH, R.; TRIPATHI, D. K.; GUERRIERO, G. **Metalloids in Plants.** 1^aed. John Wiley & Sons Ltd, 2020. p. 315-354.
- GENCHI, G.; SINICROPI, M. S.; LAURIA, G.; CAROCCI, A.; CATALANO, A. The Effects of Cadmium Toxicity. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, [s. l.], v. 17, n. 11, p. 3782, 2020.
- GENRE, A., Lanfranco, L., Perotto, S. et al. Unique and common traits in mycorrhizal symbioses. **Nat Rev Microbiol**, [s. l.], 18, 649–660, 2020.
- GERDEMANN, J. W.; NICHOLSON, T. H. Spore of mycorrhizal Endogene specie extracted from soil by wet sieving and decanting. **Transactions of the British Mycological Society**, [s. l.], v. 46, p. 235-244, 1963
- GIOVANETTI M, MOSSE B. An evaluation of techniques for measuring vesicular arbuscular mycorrhizal infection in roots. **New Phytol**, [s. l.], 84:489-500, 1980.
- GIOVANNINI, L.; PALLA, M.; AGNOLUCCI, M.; AVIO, L.; SBRANA, C.; TURRINI, A.; GIOVANETTI, M. Arbuscular Mycorrhizal Fungi and Associated Microbiota as Plant Biostimulants: Research Strategies for the Selection of the Best Performing Inocula. **Agronomy**, [s. l.], v. 10, n. 1, p. 106, 2020.
- GOI, S. R.; SPRENT, J. I.; JACOB-NETO, J. Effect of different sources of N₂ on the structure of Mimosa caesalpiniaefolia root nodules. **Soil Biology e Biochemistry**, Oxford, v. 29, n. 5, p. 983-987, 1997.
- GOTO, B. T.; JOBIM, K. **Laboratório de Biologia de Micorrizas.** 2022. Disponível em: <http://glomeromycota.wixsite.com/lbmicorrizas>. Acesso em: 29 jun. 2022.
- GOU, T.; YANG, L.; HU, W.; CHEN, X.; ZHU, Y.; GUO, J.; GONG, H. Silicon improves the growth of cucumber under excess nitrate stress by enhancing nitrogen assimilation and chlorophyll synthesis. **Plant Physiology and Biochemistry**, [s. l.], v. 152, p. 53–61, 2020.
- HAIDER, F. U.; LIQUN, C.; COULTER, J. A.; CHEEMA, S. A.; WU, J.; ZHANG, R.; WENJUN, M.; FAROOQ, M. Cadmium toxicity in plants: Impacts and remediation strategies. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, [s. l.], v. 211, p. 111887, 2021.
- HAO, B.; ZHANG, Z.; BAO, Z.; HAO, L.; DIAO, F.; LI, F. Y.; GUO, W. Claroideoglomus etunicatum affects the structural and functional genes of the rhizosphere microbial community to help maize resist Cd and La stresses, **Environmental Pollution**, Volume 307, 2022.
- HASHEM, A.; ABD ALLAH, E. F.; ALQARAWI, A.; EGAMBERDIEVA, D. **Arbuscular Mycorrhizal Fungi and Plant Stress Tolerance.** *In:* EGAMBERDIEVA, D.; AHMAD, P. **Microorganisms for Sustainability**, 5^aed. Singapore: Springer, 2018. p.81-103.

- HE, H.; WU, M.; GUO, L.; FAN, C.; ZHANG, Z.; SU, R.; PENG, Q.; PANG, J.; LAMBERS, H. Release of tartrate as a major carboxylate by alfalfa (*Medicago sativa* L.) under phosphorus deficiency and the effect of soil nitrogen supply. **Plant and Soil**, [s. l.], v. 449, n. 1–2, p. 169–178, 2020.
- HE, L.; YANG, H.; YU, Z.; TANG, J.; XU, L.; CHEN, X. Arbuscular mycorrhizal fungal phylogenetic groups differ in affecting host plants along heavy metal levels. **Journal of Environmental Sciences**, [s. l.], v. 26, n. 10, p. 2034–2040, 2014.
- HILDEBRANDT, U.; REGVAR, M.; BOTHE, H. Arbuscular mycorrhiza and heavy metal tolerance. **Phytochemistry**, v. 68(1), 139–146. 2007.
- HOEKSEMA, J.D., BEVER, J.D., CHAKRABORTY, S. *et al.* Evolutionary history of plant hosts and fungal symbionts predicts the strength of mycorrhizal mutualism. **Commun Biol** 1, 116, 2018.
- HONORATO, A. da C.; OLIVEIRA, J. R. G. De; PASSOS, A. M.; YANO-MELO, A. M. Mycorrhizal Inoculation on the Production of Seedlings of Native Caatinga Species. **Floresta e Ambiente**, [s. l.], v. 27, n. 2, 2020.
- HOWLADAR, S. M.; AL-ROBAI, S. A.; AL-ZAHRANI, F. S.; HOWLADAR, M. M.; ALDHEBIANI, A. Y. Silicon and its application method effects on modulation of cadmium stress responses in *Triticum aestivum* (L.) through improving the antioxidative defense system and polyamine gene expression. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, [s. l.], v. 159, p. 143–152, 2018.
- HU, J; WU, S; WU, F; MAN LEUNG, H; LIN, X; WONG, M. H. Arbuscular mycorrhizal fungi enhance both absorption and stabilization of Cd by Alfred stonecrop (*Sedum alfredii* Hance) and perennial ryegrass (*Lolium perenne* L.) in a Cd-contaminated acidic soil, **Chemosphere**, Volume 93. p. 1359-1365, 2013.
- HUANG, F.; WEN, X.-H.; CAI, Y.-X.; CAI, K.-Z. Silicon-Mediated Enhancement of Heavy Metal Tolerance in Rice at Different Growth Stages. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, [s. l.], v. 15, n. 10, p. 2193, 2018.
- HUANG, L.; LI, W. C.; TAM, N. F. Y.; YE, Z. Effects of root morphology and anatomy on cadmium uptake and translocation in rice (*Oryza sativa* L.). **Journal of Environmental Sciences**, [s. l.], v. 75, p. 296–306, 2019.
- HUANG, X.; WANG, L.; MA, F. Arbuscular mycorrhizal fungus modulates the phytotoxicity of Cd via combined responses of enzymes, thiolic compounds, and essential elements in the roots of *Phragmites australis*. **Chemosphere**, [s. l.], v. 187, p. 221–229, 2017.
- HUNGRIA, M., & ARAUJO, R. S. Manual de métodos empregados em estudos de microbiologia agrícola. **Embrapa**. 1994.
- ISLAM, A. T. M. T.; ULLAH, H.; HIMANSHU, S. K.; TISARUM, R.; CHA-UM, S.; DATTA, A. The Interactive Effects of Silicon and Arbuscular Mycorrhizal Fungi on Growth, Physio-biochemical Traits, and Cob Yield of Baby Corn Plants under Salt Stress. **Silicon**, [s. l.], v. 15, n. 10, p. 4457–4471, 2023.
- JAVED, M. T.; SALEEM, M. H.; ASLAM, S.; REHMAN, M.; IQBAL, N.; BEGUM, R.; ALI,

- S.; ALSAHLI, A. A.; ALYEMENI, M. N.; WIJAYA, L. Elucidating silicon-mediated distinct morpho-physio-biochemical attributes and organic acid exudation patterns of cadmium stressed Ajwain (*Trachyspermum ammi* L.). **Plant Physiology and Biochemistry**, [s. l.], v. 157, p. 23–37, 2020.
- JI, L.; ZHANG, Y.; YANG, Y.; YANG, L.; YANG, N.; ZHANG, D. Long-term effects of mixed planting on arbuscular mycorrhizal fungal communities in the roots and soils of *Juglans mandshurica* plantations. **BMC Microbiology**, [s. l.], v. 20, n. 1, p. 304, 2020.
- JI, X.; LIU, S.; HUANG, J.; BOCHARNIKOVA, E.; MATICHENKOV, V. Monosilicic acid potential in phytoremediation of the contaminated areas. **Chemosphere**, [s. l.], v. 157, p. 132–136, 2016.
- JIANG, Q. Y.; ZHUO, F.; LONG, S. H.; ZHAO, H. Di; YANG, D. J.; YE, Z. H.; LI, S. S.; JING, Y. X. Can arbuscular mycorrhizal fungi reduce Cd uptake and alleviate Cd toxicity of *Lonicera japonica* grown in Cd-added soils? **Scientific Reports**, [s. l.], v. 6, 2016.
- JOHNSON, S. N.; POWELL, J. R.; FREW, A.; CIBILS–STEWART, X. Silicon accumulation suppresses arbuscular mycorrhizal fungal colonisation in the model grass *Brachypodium distachyon*. **Plant and Soil**, [s. l.], v. 477, n. 1–2, p. 219–232, 2022.
- JONES, L. H. P.; HANDRECK, K. A. Silica In Soils, Plants, and Animals. Em: [s.l: s.n.]. p. 107–149.
- KABATA-PENDIAS, A.; PENDIAS, H. **Trace Elements in Soils and Plants**, CRC Press, Boca Raton, 315 p. 1984.
- KALOTERAKIS, N.; DELDEN, S. W. V.; HARTLEY, S.; DEYN. G. B. Silicon application and plant growth promoting rhizobacteria consisting of six pure *Bacillus* species alleviate salinity stress in cucumber (*Cucumis sativus* L), **Scientia Horticulturae**, v. 288, 2021.
- KHAN, I.; AFZAL A. S.; RIZWAN, M.; ALI, S.; HASSAN, M.; BRESTIC, M.; ZHANG X.; HUANG Y. Effects of silicon on heavy metal uptake at the soil-plant interphase: A review, **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 222, 2021.
- KHAN, I.; AWAN, S. A.; RIZWAN, M.; ALI, S.; HASSAN, M. J.; BRESTIC, M.; ZHANG, X.; HUANG, L. Effects of silicon on heavy metal uptake at the soil-plant interphase: A review. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, [s. l.], v. 222, p. 112510, 2021.
- KINUTHIA, G. K., NGURE, V., BETI, D., LUGALIA, R., WANGILA, A., & KAMAU, L. Levels of heavy metals in wastewater and soil samples from open drainage channels in Nairobi, Kenya: Community health implication. **Scientific reports**, v. 10, n. 1, p. 1-13, 2020.
- KORNDÖRFER, G. H. *et al.* Silicon in agriculture. **The Netherlands: Elsevier Science**, p. 115-131, 2001.
- KORNDÖRFER, G. H. Uso de Silício na Agricultura. **Informações Agronômicas**. n. 117. 2007.
- KORNDÖRFER, G. H. Uso do silício na agricultura. 2015.

KORNDÖRFER, G. H.; PEREIRA, H. S.; NOLLA, A. Análise de silício: solo, planta e fertilizante. **Boletim Técnico**, 2. Uberlândia: GPSi/ICIAG/UFU. 2004.

KOSTIC, L.; NIKOLIC, N.; BOSNIC, D.; SAMARDZIC, J.; NIKOLIC, M. Silicon increases phosphorus (P) uptake by wheat under low P acid soil conditions. **Plant and Soil**, [s. l.], v. 419, n. 1–2, p. 447–455, 2017.

KRISHNAMOORTHY, R.; VENKATRAMANAN, V.; SENTHILKUMAR, M.; ANANDHAM, R.; KUMUTHA, K.; SA, T. Management of Heavy Metal Polluted Soils: Perspective of Arbuscular Mycorrhizal Fungi. Em: **Sustainable Green Technologies for Environmental Management**. Singapore: Springer Singapore, 2019. p. 67–85.

KUANG, Y.; LI, X.; WANG, Z.; WANG, X.; WEI, H.; CHEN, H.; HU, W.; TANG, M. Effects of Arbuscular Mycorrhizal Fungi on the Growth and Root Cell Ultrastructure of *Eucalyptus grandis* under Cadmium Stress. **Journal of Fungi**, [s. l.], v. 9, n. 2, p. 140, 2023.

KUANG, Y.; LI, X.; WANG, Z.; WANG, X.; WEI, H.; CHEN, H.; HU, W.; TANG, M. **Effects of Arbuscular Mycorrhizal Fungi on the Growth and Root Cell Ultrastructure of *Eucalyptus grandis* under Cadmium Stress**. 2023c. [s. l.], 2023.

KUBIER, A.; WILKIN, R. T.; PICHLER, T. Cadmium in soils and groundwater: A review. **Applied Geochemistry**, [s. l.], v. 108, p. 104388, 2019.

LACERDA, V. R.; ACEVEDO, A. F. G.; MARQUES, I. C. S.; DELLABIGLIA, W.J.; FERRAZ, A. K. L.; BASÍLIO, L. S. P.; BROETTO, F. Silicon as a mitigator of water deficit stress in radish crop, **Scientia Horticulturae**, v. 291, 2022.

LANIYAN, T. A.; MORAKINYO, O. M. Environmental sustainability and prevention of heavy metal pollution of some geo-materials within a city in southwestern Nigeria. **Heliyon**, [s. l.], v. 7, n. 4, p. e06796, 2021.

LI, G.; YAN, L.; CHEN, X.; LAM, S. S.; RINKLEBE, J.; YU, Q.; YANG, Y.; PENG, W.; SONNE, C. Phytoremediation of cadmium from soil, air and water. **Chemosphere**, [s. l.], v. 320, p. 138058, 2023. a.

LI, H.; LUO, N.; ZHANG, L. M.; ZHAO, H. M.; LI, Y. W.; CAI, Q.Y.; WONG, M. H.; MO, C.H. Do arbuscular mycorrhizal fungi affect cadmium uptake kinetics, subcellular distribution and chemical forms in rice?. **Science of The Total Environment**, Volume 571. p. 1183-1190. 2016.

LI, S.; WANG, H. Y.; ZHANG, Y.; HUANG, J.; CHEN, Z.; SHEN, R. F.; ZHU, X. F. Auxin is involved in cadmium accumulation in rice through controlling nitric oxide production and the ability of cell walls to bind cadmium. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 904, p. 166644, 2023. b.

LI, W.; CHEN, K.; LI, Q.; TANG, Y.; JIANG, Y.; SU, Y. Effects of Arbuscular Mycorrhizal Fungi on Alleviating Cadmium Stress in *Medicago truncatula* Gaertn. **Plants**, [s. l.], v. 12, n. 3, 2023. c.

LIANG, Y.; WONG, J.W.; WEI L. Silicon-mediated enhancement of cadmium tolerance in maize (*Zea mays* L.) grown in cadmium contaminated soil. **Chemosphere**. p. 475-483. 2005.

- LOWER HOUSE OF THE STATES-GENERAL, The Netherlands. **Soil clean-up, Ten year Planning Scenario with Specific Reference to Industrial Sites**. [s. l.] 1989-1990.
- LUYCKX, M.; HAUSMAN, J.-F.; LUTTS, S.; GUERRIERO, G. Silicon and Plants: Current Knowledge and Technological Perspectives. **Frontiers in Plant Science**, [s. l.], v. 8, 2017.
- MA, C.; CI, K.; ZHU, J.; SUN, Z.; LIU, Z.; LI, X.; ZHU, Y.; TANG, C.; WANG, P.; LIU, Z. Impacts of exogenous mineral silicon on cadmium migration and transformation in the soil-rice system and on soil health. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 759, p. 143501, 2021.
- MA, J. F.; GOTO, S.; TAMAI, K.; ICHII, M. Role of Root Hairs and Lateral Roots in Silicon Uptake by Rice. **Plant Physiology**, [s. l.], v. 127, n. 4, p. 1773–1780, 2001.
- MA, J. F.; YAMAJI, N. A cooperative system of silicon transport in plants. **Trends in Plant Science**, [s. l.], v. 20, n. 7, p. 435–442, 2015.
- MA, Y., WANG, L., CAO, Y. ET AL. Stabilization and remediation of heavy metal-contaminated soils in China: insights from a decade-long national survey. **Environ Sci Pollut Res** v. 29, 2022.
- MAIA, E. P. V.; GARCIA, K. G. V.; DE SOUZA OLIVEIRA FILHO, J.; PINHEIRO, J. I.; FILHO, P. F. M. Co-inoculation of Rhizobium and Arbuscular Mycorrhiza Increases Mimosa caesalpiniaefolia Growth in Soil Degraded by Manganese Mining. **Water, Air, & Soil Pollution**, [s. l.], v. 234, n. 5, p. 289, 2023.
- MAIA, Ericka Paloma Viana. **Respostas morfofisiológicas de Sabiá (Mimosa Caesalpiniaefolia Benth.) associado a Micorrizas Arbusculares e Rizóbios em solo de mineração de manganês**. 2019. 69 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2019
- MALAVOLTA, E. Fertilizantes e seu impacto ambiental: micronutrientes e metais pesados, mitos, mistificação e fatos. São Paulo: **Produquímica** .153 p. 1994
- MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S. A. Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações. 2. ed. Piracicaba: **Associação Brasileira de Potassa e do Fósforo**, 319 p. 1997.
- MATICHENKOV, V. V.; CALVERT, D. V. Silicon as a beneficial element for sugarcane. **Journal of the American Society of Sugarcane Technologists**, Baton Rouge, v. 22, p. 21-30, 2002.
- MCGONIGLE, T. P.; MILLER, M. H.; EVANS, D. G.; FAIRCHILD, G. L.; SWAN, J. A. A new method which gives an objective measure of colonization of roots by vesicular—arbuscular mycorrhizal fungi. **New Phytologist**, [s. l.], v. 115, n. 3, p. 495–501, 1990.
- MELO, C. D.; WALKER, C.; KRÜGER, C.; BORGES, P. A. V.; LUNA, S.; MENDONÇA, D.; FONSECA, H. M. A. C.; MACHADO, A. C. Environmental factors driving arbuscular mycorrhizal fungal communities associated with endemic woody plant *Picconia azorica* on native forest of Azores. **Annals of Microbiology**, [s. l.], v. 69, n. 13, p. 1309–1327, 2019.
- MELO, L. A. De; ABREU, A. H. M. De; LELES, P. S. dos S.; OLIVEIRA, R. R. De; SILVA,

D. T. Da. QUALIDADE E CRESCIMENTO INICIAL DE MUDAS DE <i>Mimosa caesalpinifolia</i> Benth. PRODUZIDAS EM DIFERENTES VOLUMES DE RECIPIENTES. **Ciência Florestal**, [s. l.], v. 28, n. 1, p. 47–55, 2018.

MENDES FILHO, P. F.; VASCONCELLOS, R. L. F.; DE PAULA, A. M.; CARDOSO, E. J. B. N. Evaluating the Potential of Forest Species Under “Microbial Management” for the Restoration of Degraded Mining Areas. **Water, Air, and Soil Pollution**, [s. l.], v. 208, n. 1–4, p. 79–89, 2010.

MINISTRY OF HOUSING, PHYSICAL PLANNING AND ENVIRONMENT, The Netherlands. **Soil Protection Act**. 1987.

MISÚTHOVA, A.; SLOVÁKOVÁ, L.; KOLLÁROVÁ, K.; VACULÁK, M. Effect of silicon on root growth, ionomics and antioxidant performance of maize roots exposed to As toxicity, **Plant Physiology and Biochemistry**, Volume 168, Pages 155-166, 2021.

MOLINA, A. S.; LUGO, M. A.; PÉREZ CHACA, M. V.; VARGAS-GIL, S.; ZIRULNIK, F.; LEPORATI, J.; FERROL, N.; AZCÓN-AGUILAR, C. Effect of arbuscular mycorrhizal colonization on cadmium-mediated oxidative stress in Glycine max (L.) Merr. **Plants**, [s. l.], v. 9, n. 1, 2020.

MORADTALAB, N.; HAJIBOLAND, R.; ALIASGHARZAD, N.; HARTMANN, T. E.; NEUMANN, G. Silicon and the Association with an Arbuscular-Mycorrhizal Fungus (Rhizophagus clarus) Mitigate the Adverse Effects of Drought Stress on Strawberry. **Agronomy**, [s. l.], v. 9, n. 1, p. 41, 2019.

NAEEM, A., SAIFULLAH, , GHAFOR, A. AND FAROOQ, M. Suppression of cadmium concentration in wheat grains by silicon is related to its application rate and cadmium accumulating abilities of cultivars. **J. Sci. Food Agric.**, 95: 2467-2472, 2015.

OEHL, F.; SIEVERDING, E.; PALENZUELA, INEICHEN, J.K.; SILVA, G.A. Advances in Glomeromycota taxonomy and classification. **IMA Fungus**, v. 2, n. 2, p. 191–199, 2011.

PAIM, L. A.; CARVALHO, R.; MELO, W. C.; FURTINI NETO, A. E. Efeito do silício e do fósforo na disponibilidade de metais pesados do solo pelo extrator mehlich-1. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 27, 2003.

PAN, Y.; BONTEN, L. T. C.; KOOPMANS, G. F.; SONG, J.; LUO, Y.; TEMMINGHOFF, E. J. M.; COMANS, R. N. J. Solubility of trace metals in two contaminated paddy soils exposed to alternating flooding and drainage. **Geoderma**, [s. l.], v. 261, p. 59–69, 2016.

PARTHIPAN, P.; PREETHAM, E.; MACHUCA, L. L.; RAHMAN, P. K. S. M.; MURUGAN, K.; RAJASEKAR, A. Biosurfactant and Degradative Enzymes Mediated Crude Oil Degradation by Bacterium Bacillus subtilis A1. **Frontiers in Microbiology**, [s. l.], v. 8, 2017.

PATERNIANI, E. Ciência, Agricultura e Sociedade. **Embrapa Informação Tecnológica**. Brasília, 2006.

PAVLOVIC, J.; KOSTIC, L.; BOSNIC, P.; KIRKBY, E. A.; NIKOLIC, M. Interactions of Silicon With Essential and Beneficial Elements in Plants. **Frontiers in Plant Science**, [s. l.], v. 12, 2021.

- PEDONE-BONFIM, M. V. L.; SILVA, D. K. A. Da; SILVA-BATISTA, A. R. Da; DE OLIVEIRA, A. P.; ALMEIDA, J. R. G. da S.; YANO-MELO, A. M.; MAIA, L. C. Mycorrhizal inoculation as an alternative for the sustainable production of *Mimosa tenuiflora* seedlings with improved growth and secondary compounds content. **Fungal Biology**, [s. l.], v. 122, n. 9, p. 918–927, 2018.
- PELLEGRINO, E.; PIAZZA, G.; HELGASON, T.; ERCOLI, L. Eukaryotes in soil aggregates across conservation managements: Major roles of protists, fungi and taxa linkages in soil structuring and C stock. **Soil Biology and Biochemistry**, [s. l.], v. 163, p. 108463, 2021.
- PELLEGRINO, E.; PIAZZA, G.; HELGASON, T.; ERCOLI, L. Microbiome structure and interconnection in soil aggregates across conservation and conventional agricultural practices allow to identify main prokaryotic and fungal taxa related to soil functioning. **Soil Biology and Biochemistry**, [s. l.], v. 175, p. 108833, 2022.
- PHILLIPS JM, HAYMAN DS. Improved procedures for clearing roots and staining parasitic and vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi for rapid assessment of infection. **Trans Brit Mycol Soc.** 55:158-61,1970.
- PLASSARD, C.; BECQUER, A.; GARCIA, K. Phosphorus Transport in Mycorrhiza: How Far Are We? **Trends in Plant Science**, [s. l.], v. 24, n. 9, p. 794–801, 2019.
- PRATES JÚNIOR, P.; SILVA, M. C. S.; PRADO, I. G. O.; VELOSO, T. G. R.; MOREIRA; B. C.; KASUYA, M. C. M. **Micorrizas Arbusculares: conceitos, metodologias e aplicações**. 1ª ed. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Núcleo Regional Leste, 2021.
- PUPPE, D.; KACZOREK, D.; STEIN, M.; SCHALLER, J. Silicon in Plants: Alleviation of Metal(loid) Toxicity and Consequential Perspectives for Phytoremediation. **Plants**, [s. l.], v. 12, n. 13, p. 2407, 2023.
- RAHMAN, M. F.; GHOSAL, A.; ALAM, M. F.; KABIR, A. H. Remediation of cadmium toxicity in field peas (*Pisum sativum* L.) through exogenous silicon. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, [s. l.], v. 135, p. 165–172, 2017.
- RAHMAN, S.U.; XUEBIN, Q.; KAMRAN, M.; YASIN, G.; CHENG, H.; REHIM, A.; RIAZ, L.; RIZWAN, M.; ALI, S.; ALSAHLI, A.A.; ALYEMENI, M. N. Silicon elevated cadmium tolerance in wheat (*Triticum aestivum* L.) by endorsing nutrients uptake and antioxidative defense mechanisms in the leaves, **Plant Physiology and Biochemistry**, Volume 166, Pages 148-159, 2021.
- RASK, K. A.; JOHANSEN, J. L.; KJØLLER, R.; EKELUND, F. Differences in arbuscular mycorrhizal colonisation influence cadmium uptake in plants. **Environmental and Experimental Botany**, [s. l.], v. 162, p. 223–229, 2019.
- RASKIN, I.; KUMAR, PBA. N.; DUSHENKOV, S.; SALT, D.E. Bioconcentration of heavy metals by plants. **Current opinions in Biotechnology**, v.5, p.285, 1994.
- REDECKER, D., SCHÜßLER, A., STOCKINGER, H. ET AL. An evidence-based consensus for the classification of arbuscular mycorrhizal fungi (Glomeromycota). **Mycorrhiza** 23, p. 515–531, 2013.
- REHMAN, Z. U.; KHAN, S.; BRUSSEAU, M. L.; SHAH, M. T. Lead and cadmium

contamination and exposure risk assessment via consumption of vegetables grown in agricultural soils of five-selected regions of Pakistan. **Chemosphere**, [s. l.], v. 168, p. 1589–1596, 2017.

REMY, W.; TAYLOR, T.N.; HASS, H.; KERP, H.; Four hundred-million-year-old vesicular arbuscular mycorrhizae. **Proceedings of the National Academy of Sciences, USA** 91: 11841–11843, 1994.

RIAZ, M.; KAMRAN, M.; FANG, Y.; WANG, Q.; CAO, H.; YANG, G.; DENG, L.; WANG, Y.; ZHOU, Y.; ANASTOPOULOS, I.; WANG, X. Arbuscular mycorrhizal fungi-induced mitigation of heavy metal phytotoxicity in metal contaminated soils: A critical review. **Journal of Hazardous Materials**, [s. l.], v. 402, p. 123919, 2021.

RIBASKI, J.; LIMA, F. C. F.; OLIVEIRA, V.R.; DRUMON, M. R. Sabiá (*Mimosa caesalpiniaefolia*) Árvore de Múltiplo uso no Brasil. **Embrapa Solos-Comunicado Técnico**, 2003.

RIBEIRO DE SOUZA, S. C.; ADRIÁN LÓPEZ DE ANDRADE, S.; ANJOS DE SOUZA, L.; SCHIAVINATO, M. A. Lead tolerance and phytoremediation potential of Brazilian leguminous tree species at the seedling stage. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 110, p. 299–307, 2012.

ROCHA, J.R.; PRADO, R. M.; PICCOLO, M. C. Mitigation of Water Deficit in Two Cultivars of *Panicum maximum* by the Application of Silicon. **Water Air Soil Pollut**, [s. l.] 2022b.

ROCHA, J.R.; PRADO, R. M.; PICCOLO, M. C. New outcomes on how silicon enables the cultivation of *Panicum maximum* in soil with water restriction. **Sci Rep**, [s. l.] 2022a.

ROLÓN-CÁRDENAS, G. A.; ARVIZU-GÓMEZ, J. L.; SORIA-GUERRA, R. E.; PACHECO-AGUILAR, J. R.; ALATORRE-COBOS, F.; HERNÁNDEZ-MORALES, A. The role of auxins and auxin-producing bacteria in the tolerance and accumulation of cadmium by plants. **Environmental Geochemistry and Health**, [s. l.], v. 44, n. 11, p. 3743–3764, 2022.

SANTANA, N. A.; FERREIRA, P. A. A.; TAROUÇO, C. P.; SCHARDONG, I. S.; ANTONIOLLI, Z. I.; NICOLOSO, F. T.; JACQUES, R. J. S. Earthworms and mycorrhization increase copper phytoextraction by *Canavalia ensiformis* in sandy soil. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, [s. l.], v. 182, p. 109383, 2019.

SHAARI, N. E. M.; TAJUDIN, M. T. F. M.; KHANDAKER, M. M.; MAJRASHI, A.; ALENAZI, M. M.; ABDULLAHI, U. A.; MOHD, K. S. Cadmium toxicity symptoms and uptake mechanism in plants: a review. **Brazilian Journal of Biology**, [s. l.], v. 84, 2024.

SHAH, A. A.; YASIN, N. A.; AKRAM, K.; AHMAD, A.; KHAN, W. U.; AKRAM, W.; AKBAR, M. Ameliorative role of FBL-10 and silicon against lead induced stress in *Solanum melongena*. **Plant Physiology and Biochemistry**, [s. l.], v. 158, p. 486–496, 2021.

SIDDIQUE, I.; ENGEL, V.L.; PARROTTA, J.A.; LAMB, D.; NARDOTO, G.B.; OMETTO, J.P.H.B.; MARTINELLI, L.A.; SCHMIDT, S. Dominance of legume trees alters nutrient relations in mixed species forest restoration plantings within seven years. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 88, n. 1, p. 89-101, 2008.

SILVA, F. C. Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes. Brasília: **Embrapa**. v. 2, 2009.

SILVA, F. de A. S.; AZEVEDO, C. A. V. The Assistat Software Version 7.7 and its use in the analysis of experimental data. **African Journal of Agricultural Research**, [s. l.], v. 11, n. 39, p. 3733–3740, 2016.

SINGH, S.; PARIHAR, P.; SINGH, R.; SINGH, V. P.; PRASAD, S. M. Heavy Metal Tolerance in Plants: Role of Transcriptomics, Proteomics, Metabolomics, and Ionomics. **Frontiers in Plant Science**, [s. l.], v. 6, 2016.

SMITH, F. A.; SMITH, S. E. Mutualism and Parasitism: Diversity in Function and Structure in the “Arbuscular” (VA) Mycorrhizal Symbiosis. Em: [s.l.: s.n.]. p. 1–43.

SMITH, S. E.; READ, D. Colonization of roots and anatomy of arbuscular mycorrhizas. Em: **Mycorrhizal Symbiosis**. [s.l.] : Elsevier, 2008. p. 42–90.

SONG, A.; LI, Z.; WANG, E.; XU, D.; WANG, S.; BI, J.; WANG, H.; JEYAKUMAR, P.; LI, Z.; FAN, F. Supplying silicon alters microbial community and reduces soil cadmium bioavailability to promote health wheat growth and yield. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 796, p. 148797, 2021.

SOUZA, S. C. R.; SOUZA L. A.; SCHIAVINATO, M. A.; SILVA, F. M. O.; ANDRADE, S. L. O. Zinc toxicity in seedlings of three trees from the Fabaceae associated with arbuscular mycorrhizal fungi, **Ecotoxicology and Environmental Safety**, Volume 195, 2020.

SUÁREZ, J. P.; HERRERA, P.; KALINHOFF, C.; VIVANCO-GALVÁN, O.; THANGASWAMY, S. Generalist arbuscular mycorrhizal fungi dominated heavy metal polluted soils at two artisanal and small – scale gold mining sites in southeastern Ecuador. **BMC Microbiology**, [s. l.], v. 23, n. 1, p. 42, 2023.

SUI, F.; WANG, J.; ZUO, J.; JOSEPH, S.; MUNROE, P.; DROSOS, M.; LI, L.; PAN, G. Effect of amendment of biochar supplemented with Si on Cd mobility and rice uptake over three rice growing seasons in an acidic Cd-tainted paddy from central South China. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 709, p. 136101, 2020.

SYMANCZIK, S.; AL-YAHYA’EL, M.N.; KOZŁOWSKA, A.; RYSKA, P.; BŁASZKOWSKI, J. A new genus, *Desertispora*, and a new species, *Diversispora sabulosa*, in the family *Diversisporaceae* (order *Diversisporales*, subphylum *Glomeromycotina*). **Mycological Progress**. 2018.

TCHOUNWOU P.B.; YEDJOU C.G.; PATLOLLA A.K.; SUTTON D.J. Heavy metal toxicity and the environment. **Exp Suppl**. p.101:133-64, 2012.

TEDERSOO, L. RAMÍREZ, S. S.; KÖLJALG, U.; BAHRAM M.; DORING, M.; SCHIGEL, D.; MAY, T.; RYBERG, M. ABARENKOV. High-level classification of the Fungi and a tool for evolutionary ecological analyses. **Springer**, [s. l.] v. 90, n. 1, p 135–159, 2018.

THÉVENOD, F.; LEE, W.-K. Toxicology of Cadmium and Its Damage to Mammalian Organs. Em: [s.l.: s.n.]. p. 415–490.

- TIWARI, J.; MA, Y.; B, K. Arbuscular mycorrhizal fungi: an ecological accelerator of phytoremediation of metal contaminated soils, **Archives of Agronomy and Soil Science**, p. 283-296, 2020.
- TRIPATHI, D.K.; VISHWAKARMA, K.; SINGH, V.P.; PRAKASH, V.; SHARMA, S.; MUNEER, S.; NIKOLIC, M.; DESHMUKH, R.; VACULÍK, M.; CORPAS, F.J. Silicon crosstalk with reactive oxygen species, phytohormones and other signaling molecules. **J. Hazard. Mater.** 408, 124820, 2021.
- UMAR, Aisha. Phytohyperaccumulator-AMF (arbuscularmycorrhizal fungi) interaction in heavy metals detoxification of soil. **Acta Biológica Paranaense**, v. 46, 2017.
- VACULÍK, M.; LUX, A.; LUXOVÁ, M.; TANIMOTO, E.; LICHTSCHEIDL, I. Silicon mitigates cadmium inhibitory effects in young maize plants. **Environmental and Experimental Botany**, [s. l.], v. 67, n. 1, p. 52–58, 2009.
- VALLEJOS-TORRES, G., RUÍZ-VALLES, R., CHAPPA-SANTA MARÍA, C. E., GAONA-JIMÉNEZ, N., & MARÍN, C. High genetic diversity in arbuscular mycorrhizal fungi influence cadmium uptake and growth of cocoa plants. **Bioagro**, 34(1), 75-84, 2021
- VAREDA, J. P.; VALENTE, A. J. M.; DURÃES, L. Heavy metals in Iberian soils: Removal by current adsorbents/amendments and prospective for aerogels. **Advances in Colloid and Interface Science**, [s. l.], v. 237, p. 28–42, 2016.
- VENÂNCIO, J. B.; DIAS, N. S.; MEDEIROS, J. F.; MORAES, P. L. D.; NASCIMENTO, C. W. A.; NETO, O. N. S.; SILVA SÁ, F. V. Production and Morphophysiology of Onion Grown Under Salinity and Fertilization with Silicon. **SSRN**, 2022.
- VIEIRA, Juliana Matos. **Contribuição de compostos de baixa cristalinidade e ciclos de umedecimento e secagem na gênese do caráter coeso em solos do Ceará**. 2013. 113 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia/Solos e Nutrição de Plantas) - Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2013.
- VIERHEILIG, H.; COUGHLAN, A. P.; WYSS, U.; PICHÉ, Y. Ink and Vinegar, a Simple Staining Technique for Arbuscular-Mycorrhizal Fungi. **Applied and Environmental Microbiology**, [s. l.], v. 64, n. 12, p. 5004–5007, 1998.
- WAHAB, A.; MUHAMMAD, M.; MUNIR, A.; ABDI, G.; ZAMAN, W.; AYAZ, A.; KHIZAR, C.; REDDY, S. P. P. Role of Arbuscular Mycorrhizal Fungi in Regulating Growth, Enhancing Productivity, and Potentially Influencing Ecosystems under Abiotic and Biotic Stresses. **Plants**, [s. l.], v. 12, n. 17, p. 3102, 2023.
- WAN, Y.; HUANG, L.; CAMARA, Q. B.; WANG, Q.; LI, H. Water management impacts on the solubility of Cd, Pb, As, and Cr and their uptake by rice in two contaminated paddy soils, **Chemosphere**, v. 228, p. 360-369. 2019.
- WANG, F., ZHANG, S., CHENG, P., ZHANG, S., & SUN, Y. Effects of Soil Amendments on Heavy Metal Immobilization and Accumulation by Maize Grown in a Multiple-Metal-Contaminated Soil and Their Potential for Safe Crop Production. **Toxics**, 2020.
- WANG, L.; RINKLEBE, J.; TACK, F. M. G.; HOU, D. A review of green remediation strategies for heavy metal contaminated soil. **Soil Use and Management**, [s. l.], v. 37, n. 4, p.

936–963, 2021. a.

WANG, X.; FANG, L.; BEIYUAN, J.; CUI, Y.; PENG, Q.; ZHU, S.; WANG, M.; ZHANG, X. Improvement of alfalfa resistance against Cd stress through rhizobia and arbuscular mycorrhiza fungi co-inoculation in Cd-contaminated soil. **Environmental Pollution**, [s. l.], v. 277, p. 116758, 2021. b.

WEI, W.; JI, X.; SAIHUA, L.; BOCHARNIKOVA, E.; MATICHENKOV, V. Effect of Monosilicic and Polysilicic Acids on Cd Transport in Rice, a Laboratory Test. **Journal of Plant Growth Regulation**, [s. l.], v. 41, n. 2, p. 818–829, 2022.

WINAGRASKI, E.; KASCHUK, G.; MONTEIRO, P. H. R.; AUER, C. G.; HIGA, A. R. Diversity Of Arbuscular Mycorrhizal Fungi In Forest Ecosystems Of Brazil: A Review. **CERNE**, [s. l.], v. 25, n. 1, p. 25–35, 2019.

WU S, ZHANG X, SUN Y, WU Z, LI T, HU Y, SU D, LV J, LI G, ZHANG Z, ZHENG L, ZHANG J, CHEN B. Transformation and Immobilization of Chromium by Arbuscular Mycorrhizal Fungi as Revealed by SEM-EDS, TEM-EDS, and XAFS. **Environ Sci Technol**. 2015.

WU, J.; MOCK, H.-P.; GIEHL, R. F. H.; PITANN, B.; MÜHLING, K. H. Silicon decreases cadmium concentrations by modulating root endodermal suberin development in wheat plants. **Journal of Hazardous Materials**, [s. l.], v. 364, p. 581–590, 2019.

YAGHOUBIAN, Y.; SIADAT, S. A.; MORADI TELAVAT, M. R.; PIRDASHTI, H.; YAGHOUBIAN, I. Bio-removal of cadmium from aqueous solutions by filamentous fungi: *Trichoderma* spp. and *Piriformospora indica*. **Environmental Science and Pollution Research**, [s. l.], v. 26, n. 8, p. 7863–7872, 2019.

YANG, S.; IMRAN; ORTAS, I. Impact of mycorrhiza on plant nutrition and food security. **Journal of Plant Nutrition**, [s. l.], v. 46, n. 13, p. 3247–3272, 2023.

YANG, Y.; LIANG, Y.; HAN, X.; CHIU, T.-Y.; GHOSH, A.; CHEN, H.; TANG, M. The roles of arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) in phytoremediation and tree-herb interactions in Pb contaminated soil. **Scientific Reports**, [s. l.], v. 6, n. 1, p. 20469, 2016.

YONGQIANG, Y.; LI, W.; CHANG, J.; GEN, W.; FANG, M.; YUJIAO, W.; DONGGUANG, Y. Effects of arbuscular mycorrhizal fungi on the growth and toxic element uptake of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud under zinc/cadmium stress, **Ecotoxicology and Environmental Safety**, volume 213, 2021

YOU, M.; WANG, L.; ZHOU, G.; WANG, Y.; WANG, K.; ZOU, R.; CAO, W.; FAN, H. Effects of microbial agents on cadmium uptake in *Solanum nigrum* L. and rhizosphere microbial communities in cadmium-contaminated soil. **Frontiers in Microbiology**, [s. l.], v. 13, 2023.

YOU, Y.; JU, C.; WANG, L.; WANG, X.; MA, F.; WANG, G.; WANG, Y. The mechanism of arbuscular mycorrhizal enhancing cadmium uptake in *Phragmites australis* depends on the phosphorus concentration. **Journal of Hazardous Materials**, [s. l.], v. 440, p. 129800, 2022.

YU, H.-Y.; DING, X.; LI, F.; WANG, X.; ZHANG, S.; YI, J.; LIU, C.; XU, X.; WANG, Q. The availabilities of arsenic and cadmium in rice paddy fields from a mining area: The role of

- soil extractable and plant silicon. **Environmental Pollution**, [s. l.], v. 215, p. 258–265, 2016.
- YUAN, M.; HE, H.; XIAO, L.; ZHONG, T.; LIU, H.; LI, S.; DENG, P.; YE, Z.; JING, Y. Enhancement of Cd phytoextraction by two *Amaranthus* species with endophytic *Rahnella* sp. JN27. **Chemosphere**, [s. l.], v. 103, p. 99–104, 2014.
- ZARE, L.; RONAGHI, A.; GHASEMI-FASAEI, R.; ZAREI, M.; SEPEHRI, M. Arbuscular mycorrhizal fungi and nitric oxide alleviate cadmium phytotoxicity by improving internal detoxification mechanisms of corn plants. **Environmental Science and Pollution Research**, [s. l.], v. 30, n. 41, p. 93602–93616, 2023.
- ZHANG, P.; WEI, X.; ZHANG, Y.; ZHAN, Q.; BOCHARNIKOVA, E.; MATICHENKOV, V. Silicon-mediated alleviation of cadmium toxicity in soil–plant system: historical review. **Environmental Science and Pollution Research**, [s. l.], v. 30, n. 17, p. 48617–48627, 2023.
- ZHANG, X. F.; HU, Z. H.; YAN, T. X.; LU, R. R.; PENG, C. L.; LI, S. S.; JING, Y. X. Arbuscular mycorrhizal fungi alleviate Cd phytotoxicity by altering Cd subcellular distribution and chemical forms in *Zea mays*, **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 171, p. 352–360, 2019.
- ZHAO, K.; YANG, Y.; PENG, H.; ZHANG, L.; ZHOU, Y.; ZHANG, J.; DU, C.; LIU, J.; LIN, X.; WANG, N.; HUANG, H.; LUO, L. Silicon fertilizers, humic acid and their impact on physicochemical properties, availability and distribution of heavy metals in soil and soil aggregates. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 822, p. 153483, 2022. a.
- ZHAO, K.; YANG, Y.; ZHANG, L.; ZHANG, J.; ZHOU, Y.; HUANG, H.; LUO, S.; LUO, L. Silicon-based additive on heavy metal remediation in soils: Toxicological effects, remediation techniques, and perspectives. **Environmental Research**, [s. l.], v. 205, p. 112244, 2022. b.
- ZHAO, Y.; LIU, M.; GUO, L.; YANG, D.; HE, N.; YING, B.; WANG, Y. Influence of silicon on cadmium availability and cadmium uptake by rice in acid and alkaline paddy soils. **Journal of Soils and Sediments**, [s. l.], v. 20, n. 5, p. 2343–2353, 2020.