



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS DO SOLO
GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÔNOMICA**

JULIETTE FREITAS DO CARMO

**EFEITO DO SILÍCIO E MICORRIZAS ARBUSCULARES NA ATENUAÇÃO DA
TOXIDEZ DE MANGANÊS EM MUDAS DE LEUCENA**

FORTALEZA

2018

JULIETTE FREITAS DO CARMO

**EFEITO DO SILÍCIO E MICORRIZAS ARBUSCULARES NA ATENUAÇÃO DA
TOXIDEZ DE MANGANÊS EM MUDAS DE LEUCENA**

Monografia apresentada ao curso de graduação em Engenharia Agrônoma da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Engenheira Agrônoma.

Orientador: Prof. Dr. Paulo Furtado Mendes Filho.

FORTALEZA

2018

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

C285e Carmo, Juliette Freitas do.
Efeito do silício e micorrizas arbusculares na atenuação da toxidez de manganês em mudas de leucena /
Juliette Freitas do Carmo. – 2018.
67 f. : il. color.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências
Agrárias, Curso de Agronomia, Fortaleza, 2018.
Orientação: Profa. Dra. Paulo Furtado Mendes Filho.

1. Fitorremediação 1. 2. Metais Pesados. 3. FMA 3. I. Título.

CDD 630

JULIETTE FREITAS DO CARMO

**EFEITO DO SILÍCIO E MICORRIZAS ARBUSCULARES NA ATENUAÇÃO DA
TOXIDEZ DE MANGANÊS EM MUDAS DE LEUCENA**

Monografia apresentada ao curso de Graduação em Engenharia Agrônoma da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Engenheira Agrônoma.

Aprovada em: 19 / 06 / 2018.

BANCA EXAMINADORA

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

Prof. Dra. Vânia Felipe Freire Gomes
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Eng. Agr. Me. Kaio Gráculó Vieira Garcia
Universidade Federal do Ceará (UFC)

A Deus.

A minha família, em especial a minha mãe,
Maria das Graças por todo apoio e pelo amor
incondicional.

Dedico.

AGRADECIMENTOS

A Deus, pela vida, saúde, força e esperança;

Aos meus pais, Evaldo do Carmo e Maria das Graças Freitas do Carmo, por todo o amor e apoio. E por serem minha maior motivação para a concretização desse sonho;

As minhas amadas irmãs, Jacilane, Janete, Jeane e Gerlane que tanto se dedicaram para que eu pudesse dar continuidade aos estudos;

Aos meus sobrinhos, Sophia, Ana Clara e Matheus por todo amor e carinho;

Ao meu namorado Jerônimo Dias pelo grande incentivo, amor e por ter sido a força necessária nos momentos de fraqueza, não me deixando desanimar ou tirar o foco do meu objetivo;

A Universidade Federal do Ceará, pela oportunidade de formação no curso de graduação em Agronomia;

Ao Prof. Dr. Paulo Furtado Mendes filho, pelos ensinamentos, orientação e apoio necessário para a realização deste trabalho;

Aos membros da banca examinadora, Prof. Dra. Vânia Felipe Freire Gomes pela valiosa colaboração e ao Eng. Agr. Me. Kaio Gráculo Vieira Garcia pelos conhecimentos compartilhados, e grande contribuição para o desenvolvimento deste trabalho;

A todos os colegas de graduação em Agronomia pelo companheirismo, aprendizado e experiências compartilhadas, especialmente aos amigos Weverton Suezo Cripim e Daniele Oliveira;

Enfim, a todos que contribuíram de forma direta ou indireta para a realização deste trabalho. Muito obrigada.

“O papel dos infinitamente pequenos é infinitamente grande”.

Louis Pasteur.

RESUMO

A mineração de manganês é de grande importância para a economia mundial, entretanto, está entre as atividades antrópicas que mais causam prejuízos ao ambiente e constitui risco iminente à vida humana. Por conseguinte, têm-se buscado estratégias no intuito de minimizar os impactos causados por esta atividade. Uma tecnologia considerada promissora é a fitorremediação que, de forma sucinta, baseia-se na utilização de plantas para degradar ou remover os contaminantes do solo. Neste sentido, a utilização de fungos micorrízicos arbusculares (FMA) em associação com leguminosas propicia benefícios nutricionais importantes ao desenvolvimento dessas plantas e também aumentam sua tolerância ao excesso de metais no solo, além de incrementar a absorção de Silício (Si) pelas plantas. O uso de Si é uma outra alternativa que pode complementar esse processo de remediação do solo, já que o elemento também possui relação com a melhoria da fitotoxicidade dos metais pesados. Diante disso, o objetivo desse estudo foi avaliar a interação FMA e doses de silício na atenuação da toxidez por manganês (Mn) em mudas de *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit. A espécie vegetal apresenta potencial como fitoestabilizadora em áreas degradadas por Mn quando associada a FMA. O experimento foi conduzido em casa de vegetação por um período de 90 dias e o delineamento experimental adotado foi o inteiramente casualizado, em arranjo fatorial 4x2, considerando-se: i) quatro doses de Si (0; 100; 200; 400 mg kg⁻¹); ii) dois tratamentos (não inoculado – controle; inoculado com *C. etunicatum*) com quatro repetições. As variáveis analisadas foram: massa da matéria seca da parte aérea e raiz, número de folhas, comprimento do sistema radicular, colonização micorrízica, número de esporos de FMA no solo, concentração de manganês na parte aérea e raiz e percentual foliar de toxidez. As plantas micorrizadas apresentaram melhor desenvolvimento e atenuação dos sintomas de toxidez pelo excesso de Mn no solo e a interação com o Si maximizou essa atenuação, contudo mais estudos são necessários para avaliar os efeitos dessa interação.

Palavras-chave: Fitorremediação 1. Metais Pesados 2. FMA 3.

ABSTRACT

Manganese mining is of great importance to the world economy, however, it is among the human activities that are most damaging to the environment and constitute an imminent risk to human life. Therefore, strategies have been sought in order to minimize the impacts caused by this activity. One technology considered promising is phytoremediation, which succinctly relies on the use of plants to degrade or remove contaminants from the soil. In this sense, the use of arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) in association with legumes provides important nutritional benefits to the development of these plants and also increases their tolerance to excess metals in the soil, besides increasing the absorption of Silicon (Si) by plants. The use of Si is another alternative that can complement this process of soil remediation, since the element also has relation with the improvement of the phytotoxicity of heavy metals. Therefore, the objective of this study was to evaluate the interaction between AMF and silicon doses in the attenuation of manganese toxicity (Mn) in *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit seedlings. The plant especie has potential as a phytostabilizer in areas degraded by Mn when associated with AMF. The experiment was conducted in a greenhouse for a period of 90 days and the experimental design was completely randomized, in a factorial arrangement 4x2, considering: i) four doses of Si (0; 100; 200; 400 mg kg⁻¹); ii) two treatments (not inoculated - control; inoculated with *C. etunicatum*) with four replications. The analyzed variables were dry matter of shoot and root, number of leaves, length of root system, mycorrhizal colonization, number of AMF spores in the soil, concentration of manganese in shoot and root and percentage of toxicity. Mycorrhizal plants showed better development and attenuation of toxicity symptoms due to excess Mn in the soil and interaction with Si maximized this attenuation, however more studies are needed to evaluate the effects of this interaction.

Keywords: Phytoremediation 1. Heavy metals 2. AMF 3.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Esquema representativo dos processos envolvidos na fitoestabilização de solos contaminados por metais pesados	19
Figura 2 – Localização da área de coleta das amostras de solo	28
Figura 3 – Estabelecimento das plantas em bandeja (A); Inóculo contendo <i>C. etunicatum</i> (B); Fotomicrografia de esporo de <i>C. etunicatum</i> (C); Aplicação das doses de silício (D); 1 DAT (dias após transplântio) das mudas de leucena (<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit.) em casa de vegetação (E)	31
Figura 4 – Representação esquemática do experimento	34
Figura 5 – Efeito da interação entre doses de silício e inoculação com FMA (AxB) sobre a massa da matéria seca da parte aérea de <i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit. cultivada em solo de mineração de Mn	36
Figura 6 – Efeito da interação entre doses de silício e inoculação com FMA (AxB) sobre a massa da matéria seca da raiz de <i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit. cultivada em solo de mineração de Mn	37
Figura 7 – Efeito do fator inoculação com FMA (B) sobre o número de folhas de <i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit. cultivada em solo de mineração de Mn	39
Figura 8 – Tratamento sem FMA (A) e Tratamento com inoculação de <i>C. etunicatum</i> (B) nas diferentes doses de Silício (dose 1 – 0; dose 2 – 100 mg kg ⁻¹ ; dose 3 – 200 mg kg ⁻¹ ; dose 4 – 400 mg kg ⁻¹) após 85 dias de desenvolvimento das plantas	40
Figura 9 – Efeito da interação entre doses de silício e inoculação com FMA (AxB) sobre o comprimento do sistema radicular de <i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit. cultivada em solo de mineração de Mn	41
Figura 10 – Efeito das doses de silício sobre a colonização micorrízica em <i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit. cultivada em solo de mineração de Mn	43

Figura 11 – Fotomicrografia das raízes de leucena após coloração nas diferentes doses de Si aplicadas ao solo (A – 0; B – 100 mg kg ⁻¹ ; C – 200 mg kg ⁻¹ ; D – 400 mg kg ⁻¹), sob aumento de 400x	45
Figura 12 – Efeito das doses de silício sobre a densidade de esporos de FMA em <i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit. cultivada em solo de mineração de Mn	45
Figura 13 – Efeito da interação entre doses de silício e inoculação com FMA (AxB) sobre o teor de manganês na parte aérea em <i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit. cultivada em solo de mineração de Mn	47
Figura 14 – Efeito da interação entre doses de silício e inoculação com FMA (AxB) sobre o teor de manganês na raiz em <i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit. cultivada em solo de mineração de Mn	49
Figura 15 – Efeito da interação entre doses de silício e inoculação com FMA (AxB) sobre o percentual foliar de toxidez de <i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit. cultivada em solo de mineração de Mn	51
Figura 16 – Sintomas de toxidez em mudas de Leucena (<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit.) na fase inicial de desenvolvimento	54

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Características químicas e físicas do solo utilizado no experimento antes (A) e depois (D) da autoclavagem	29
Tabela 2 – Análise de variância para as variáveis de massa da matéria seca da parte aérea (MMSPA) e raiz (MMSR), número de folhas (NF) e comprimento do sistema radicular (CSR) de <i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit. cultivada em solo de mineração de Mn inoculada com FMA e doses de silício	35
Tabela 3 – Análise de variância para as variáveis de colonização micorrízica radicular (CM) e densidade de esporos de FMA (DESP) na rizosfera de <i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit. cultivada em solo de mineração de Mn inoculada com FMA e doses de silício	42
Tabela 4 – Análise de variância para as variáveis de manganês na parte aérea (Mn PA), manganês na raiz (Mn R) e percentual foliar de toxidez por Mn (PFT) de <i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit. cultivada em solo de mineração de Mn inoculada com FMA e doses de silício	46

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

DNPM	Departamento Nacional de Produção Mineral
IBRAM	Instituto Brasileiro de Mineração
MME	Ministério de Minas e Energia

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
2	REVISÃO DE LITERATURA	17
2.1	Aspectos gerais da mineração de manganês	17
2.2	Importância das leguminosas na revegetação de áreas de mineração	18
2.2.1	<i>Leucaena leucocephala (Lam) de Wit. (Leucena)</i>	21
2.3	Fungos micorrízicos arbusculares (FMA) e sua importância para as plantas.....	22
2.3.1	<i>Micorrizas arbusculares x Toxidez de manganês em plantas</i>	24
2.4	Silício na amenização da toxidez por metais pesados em plantas	25
3	MATERIAL E MÉTODOS	28
3.1	Localização da área e coleta do solo	28
3.2	Caracterização química e física do solo	29
3.3	Instalação e condução do experimento	30
3.3.1	<i>Determinações analíticas</i>	32
3.4	Delineamento experimental	34
3.5	Análise Estatística	34
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	35
5	CONCLUSÕES	55
6	REFERÊNCIAS	56

1 INTRODUÇÃO

A mineração é uma das mais antigas atividades produtivas exercidas pela humanidade. No cenário mundial, o Brasil aparece como um dos maiores produtores e exportadores, detendo um enorme patrimônio mineral. De acordo com o Instituto Brasileiro de Mineração/IBRAM (2013) a mineração representa de 3% a 5% do Produto Interno Bruto (PIB) do País. Dessa maneira, a atividade configura-se como um dos pilares da sustentação econômica do Brasil.

Apesar da importância econômica, geração de renda e emprego, fatores que impulsionam o crescimento do País, a mineração está entre as atividades antrópicas que mais causam prejuízos ambientais e constituem risco iminente à vida humana. Muniz e Oliveira-Filho (2006) relatam que a liberação de rejeitos durante o processo de exploração do manganês é uma das principais formas de contaminação do solo e da água pelo metal pesado.

Com base na degradação gerada nas áreas de mineração, têm-se buscado diversas estratégias no intuito de remediar ou minimizar os impactos causados por essa atividade. Entretanto, a maioria das tecnologias ou métodos convencionais (escavação, incineração, remoção física de poluentes, dentre outros) que vêm sendo utilizados para este fim apresentam potencial risco de contaminação secundária, além de elevados custos (OLIVEIRA *et al.*, 2009; GARCIA, 2015). Desse modo, o uso de tecnologias adequadas, eficientes e de menor custo tornaram-se essenciais.

Uma das estratégias promissoras e que se enquadra como alternativa viável é a fitorremediação, que é um método *in situ* de recuperação de áreas degradadas e que consiste basicamente na utilização de plantas, micro-organismos associados e respectivas enzimas, juntamente com o uso de corretivos (*e.g.* fertilizantes agrícolas) e práticas agronômicas favoráveis (ACCIOLY; SIQUEIRA, 2000; PIRES *et al.*, 2003; VIEIRA *et al.*, 2011). Neste sentido a utilização de leguminosas vem sendo recomendada na literatura, motivado pelas características que a espécie reúne e por gerarem benefícios além da própria remediação, como o favorecimento dado a qualidade do solo (BERTONI; LOMBARD NETO, 2008).

Fungos micorrízicos arbusculares (FMA) em associação com leguminosas promovem um efeito positivo quanto ao crescimento e desenvolvimento dessas plantas, especialmente em condições de estresse, possibilitando um melhor estabelecimento das mesmas nestas condições e exercendo assim importante papel na revegetação de áreas degradadas (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). Os benefícios gerados vão muito além dos nutricionais, podendo atuar como biocontroladores, aumentando a tolerância dessas plantas

aos metais tóxicos e atenuando os danos causados, além de reduzirem a disponibilidade desses elementos para as plantas (TURNAU *et al.*, 2006; SOARES; CARNEIRO, 2010).

Outra alternativa que pode vir a complementar todo esse processo de remediação, é a utilização de amenizantes como o silício (Si), micronutriente benéfico e que, assim como os FMA, apresenta entre seus efeitos o aumento da tolerância das plantas à toxidez de metais pesados (ZHANG *et al.*, 2008).

Plantas micorrizadas frequentemente apresentam maior tolerância ao excesso de Mn no solo (CARDOSO, 1996) neste sentido, Nogueira (2002) sugere que uma das razões da atenuação da toxidez de Mn na presença de FMA seja decorrente do incremento dado por esses fungos na absorção do Si, que por sua vez, pode estar envolvido na mitigação dos efeitos adversos do excesso de metais no meio sobre as plantas, especialmente do Mn (HORST; MARSCHNER, 1978).

Baseando-se na hipótese de que a interação silício e micorrizas arbusculares aumentam a tolerância de plantas ao excesso de Mn no solo, potencializando sua utilização em programas de fitorremediação, o objetivo desse estudo foi avaliar a interação FMA e doses de silício na atenuação da toxidez por manganês em mudas de leucena (*Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit.).

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Aspectos gerais da mineração de manganês (Mn)

A importância das substâncias metálicas na indústria de mineração do Brasil vem desde os tempos coloniais, iniciando com a exploração do ouro na região das Minas Gerais. Conforme aumento do conhecimento geológico e da ocupação territorial, novas descobertas de minerais metálicos foram feitas, como é o caso do manganês (Mn) (DNPM, 2016).

O minério de manganês é de grande importância para a economia brasileira, tendo sua produção datada desde o século XIX, sendo inclusive o principal produto de exportação no início do século subsequente. Somente no ano de 1942, após a criação da Companhia Vale do Rio Doce, foi superado, em produção, pelo minério de ferro como principal bem mineral de exportação do País (MME, 2009).

Estima-se que a produção mundial de manganês em 2014 foi de 17,7 milhões de toneladas, sendo liderada pela África do Sul, seguida pela China, Austrália e Gabão. O Brasil aparece como quinto colocado nesse ranking, com 6,2% do total produzido (DNPM, 2015).

Segundo o anuário mineral brasileiro do DEPARTAMENTO NACIONAL DE PRODUÇÃO MINERAL – DNPM (2016), em 2015 os estados que obtiveram as maiores produções foram Pará, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, Rondônia e Mato Grosso. Dentre as empresas que se destacaram na produção interna estão a VALE S/A (MG e PA), Mineração Britirama S/A (PA), Urucum Mineração S/A (MT) e Sociedade Brasileira de Imóveis Ltda. (MS), responsáveis por 89,9% da produção (DNPM, 2015).

No Nordeste, as reservas de manganês envolvem principalmente os estados do Ceará e Bahia (MME, 2009). De acordo com Vidal *et al.* (2005) a produção desse minério no Ceará se concentra principalmente em minas localizadas em região próxima a Fortaleza, na qual sua extração se processa em jazidas de baixo volume, não ultrapassando 10 milhões de toneladas.

O manganês exerce importante papel na fabricação do aço, com cerca de 90% do minério consumido por ano destinado para as siderúrgicas, utilizado como elemento de liga e desoxidante moderado. O segundo mercado mais importante é o da produção de baterias alcalinas. Outro mercado promissor desse minério é o da fabricação de vitaminas, ressaltando-se sua função essencial para a manutenção de todas as formas de vida (SANTANA, 2009).

Apesar disso, a atividade mineradora causa degradação ao ambiente pela remoção da vegetação e de camadas do solo, acarretando em alterações físicas, químicas e biológicas. Fernandes *et al.* (2014) citam a alteração física substancial causada pela atividade mineradora

e que gera desmatamentos, erosão, contaminação de corpos hídricos, aumento da dispersão de metais pesados, alterações da paisagem, do solo e comprometimento da fauna e flora. Além dos impactos ambientais, afeta também o modo de viver e a qualidade de vida das populações que vivem nessas áreas mineradas ou em suas proximidades.

Sabendo-se que a degradação de uma área é uma consequência inerente ao processo de mineração, torna-se fundamental para a melhoria da qualidade ambiental e de vida que os impactos causados pela poluição do solo e da água contaminados por metais pesados sejam minimizados. Dessa forma, diversas técnicas vêm sendo desenvolvidas para reduzir tais impactos, principalmente quando desenvolvidas e adaptadas nos locais alterados (MUNIZ; OLIVEIRA-FILHO, 2006).

2.2 Importâncias das leguminosas na recuperação de áreas degradadas por mineração

O acúmulo de metais pesados nos solos, promovido principalmente pela atividade de mineração, tem gerado grande preocupação quanto à segurança ambiental e humana. Nesse contexto têm-se adotado práticas a fim de remediar os impactos gerados a partir da atividade mineradora tais como escavação, aterro e tratamento físico-químico, embora tais práticas convencionais implicarem em novos impactos ao ambiente além dos elevados custos (BROCKMEYER *et al.*, 1997; FRICK *et al.*, 1999; GARCIA, 2015).

Na prática, têm-se dado prioridade às técnicas de descontaminação do solo *in situ* por permitirem que a área tratada não sofra nenhuma grande perturbação (*e. g.* escavação ou transporte), além de significar uma economia substancial nos custos comparados às técnicas convencionais.

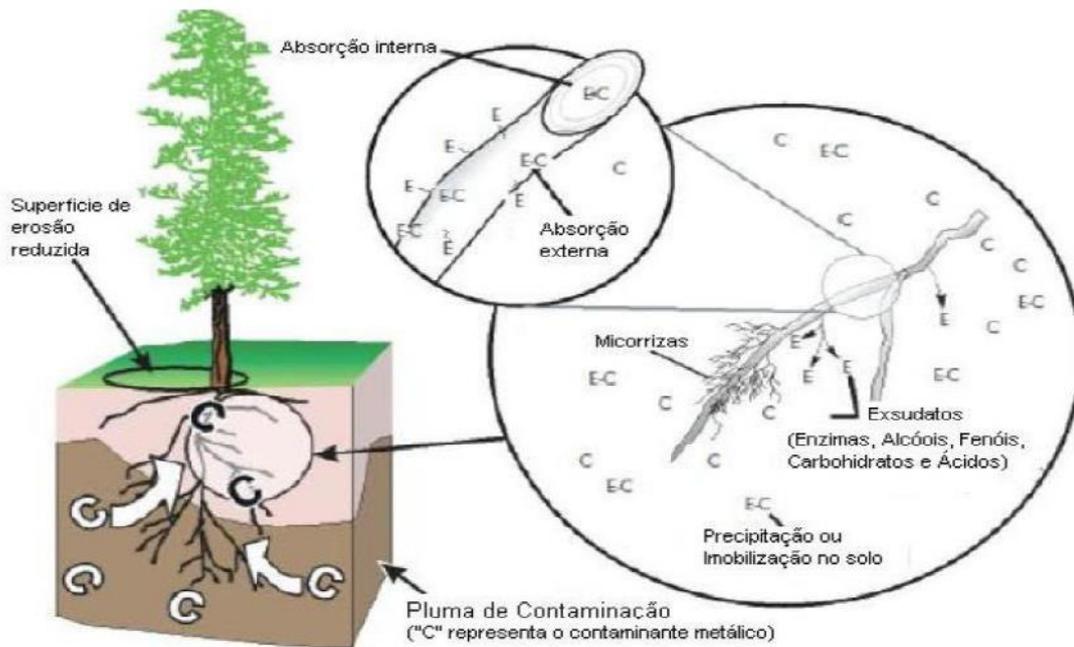
A biorremediação pode ser caracterizada como um conjunto de técnicas que tem como objetivo a descontaminação do solo e da água por meio do uso de organismos vivos (micro-organismos e plantas) e configura-se como uma alternativa que reúne eficiência na descontaminação, simplicidade na execução e menos custos (PIRES, *et al.*, 2003).

Uma importante técnica de biorremediação é a fitorremediação (PIRES, *et al.*, 2003). Accioly & Siqueira (2000) descrevem a fitorremediação como sendo a utilização de plantas, sua microbiota associada e amenizantes do solo (corretivos, fertilizantes, matéria orgânica etc.), aliada ao uso de práticas agronômicas que, quando utilizadas em conjunto, removem, imobilizam ou tornam os contaminantes não tóxicos ao ecossistema.

Segundo Oliveira *et al.* (2007) dentre os princípios utilizados no processo de fitorremediação estão a fitoextração, fitoestimulação, fitotransformação (fitovolatização e fitodegradação), fitoestabilização e a rizofiltração.

De forma sucinta pode-se definir a fitoestabilização como sendo a utilização de plantas no intuito de imobilizar o metal no solo, através da absorção e acumulação nas raízes. Prevenindo a migração do contaminante, assim como, reduzindo sua disponibilidade no solo (SUSARLA *et al.*, 2002; BRANCHER; RODRIGUES, 2010).

Figura 1 – Esquema representativo dos processos envolvidos na fitoestabilização de solos contaminados por metais pesados. Fonte: BRANCHER & RODRIGUES, 2010.



A fitorremediação também tem ação sobre os compostos orgânicos do solo, elementos químicos radioativos, hidrocarbonetos derivados de petróleo, pesticidas, herbicidas, solventes clorados e resíduos orgânicos industriais, dentre outros (CUNNINGAM *et al.*, 1996). As leguminosas, como plantas despoluidoras, propiciam benefícios adicionais além da própria remediação (PIRES *et al.*, 2003).

Durante a implementação dessa técnica deve-se considerar como ponto fundamental a escolha da espécie, de modo que a mesma possua características como rápido crescimento, elevada produção de biomassa, competitividade, vigor e tolerância ao

contaminante (LAMEGO; VIDAL, 2007), fazendo-se necessário a seleção de espécies vegetais características de cada região, pois estas por serem adaptadas podem suportar melhor as condições locais, tornando a regeneração natural mais rápida e favorecendo a reconstituição e intensificação dos processos de sucessão (DUTRA *et al.*, 2002; SHEORAN *et al.*, 2010; VIANI *et al.*, 2010).

O uso de leguminosas para revegetação de áreas degradadas é uma prática viável e recomendada pois protege o solo da erosão além de produzirem matéria orgânica que, através de sua incorporação ao solo, estimula vários processos químicos e biológicos, incrementando assim a fertilidade. Tais plantas ainda possuem alta capacidade de produção de biomassa, além de sistema radicular profundo e ramificado, podendo explorar maiores volumes do solo e contribuir para uma maior retenção de água e sais minerais. Sabe-se ainda que a maior produção de raízes aumenta a atividade e a diversidade dos micro-organismos heterotróficos, contribuindo assim para um aumento da biomassa microbiana e recuperação da atividade biológica do solo (CAMPELLO, 1998; BERTONI; LOMBARDI NETO, 2008).

Nogueira *et al.* (2012) destacam a importância dessas plantas pela sua ampla ocorrência e adaptação e também por sua capacidade de associação com bactérias fixadoras de nitrogênio, favorecendo assim seu estabelecimento e desenvolvimento.

Segundo Silva *et al.* (2014) há um aumento em número de espécies de fungos micorrízicos arbusculares a partir do plantio de leguminosas. Tais plantas em associação com esses fungos são beneficiadas com um aumento na absorção de água e nutrientes (MONTAGNINI; SANCHO, 1990), havendo também evidências de ação fitorremediadora de metais no solo (MARSCHNER, 1995).

Diversos estudos concluíram que leguminosas são eficazes em processos de remediação de solos contaminados principalmente quando utilizadas em associação a micro-organismos (COSTA *et al.*, 2004; MENDES FILHO *et al.*, 2010; GARCIA *et al.*, 2016). Trabalhos como o de Lins *et al.* (2006) e MA *et al.* (2006), por exemplo, tiveram como enfoque a utilização de leguminosas em associação com FMA, visando a recuperação de áreas degradadas pela atividade mineradora, obtendo resultados positivos quanto ao crescimento dessas plantas e atenuação da toxidez por metais.

2.2.1 *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit. (Leucena)

Autores como Drumond *et al.* (1997), destacam a revegetação como o passo inicial para a recuperação de áreas degradadas por mineração, salientando a escolha das espécies como fundamental para o êxito do processo.

A Leucena é uma leguminosa arbórea, originária das Américas e utilizada para diversas finalidades (FORMENTINI, 2008). Além da sua contribuição para a melhoria da qualidade do solo, a Leucena também é utilizada como forragem, adubo orgânico e também para a produção de madeira e lenha (PARROTA, 1992). A espécie possui ampla distribuição geográfica, boa adaptação a diferentes tipos de solo, resistência a seca e rápido crescimento (PARROTA, 1992; DRUMOND; RIBASKI, 2010; MENDES, 2013).

Dentre as diversas características próprias da espécie estão a tolerância parcial a solos salinos e seu bom desenvolvimento em solos bem drenados que apresentam pH entre 5,5 e 8,5, considerando-se ainda sua capacidade de melhorar a qualidade de solos pobres em matéria orgânica e da capacidade de formar associações simbióticas com micro-organismos do solo, como bactérias fixadoras de nitrogênio e fungos micorrízicos arbusculares (DRUMOND; RIBASKI, 2010). Tais interações permitem à planta facilidade na absorção de água e nutrientes minerais do solo que são indispensáveis ao seu crescimento (STÜRMER *et al.*, 2009). Várias são as pesquisas que citam a importância da associação dessas plantas com FMA e os diversos benefícios gerados por tal associação, destacando o incremento dado ao seu crescimento (BRANDON; SHELTON, 1997; MUTHUKUMAR; UDAIYAN, 2000). Dessa forma, a leucena vem sendo recomendada como potencial alternativa para a remediação de áreas degradadas (DRUMOND; RIBASKI, 2010; COSTA; DURIGAN, 2010; DRUMOND *et al.*, 2011; NOGUEIRA *et al.*, 2012).

Segundo Santos (2016) a espécie possui potencial fitorremediador em solos afetados pela salinidade. Foi demonstrado em seu experimento que após um período de 18 meses ocorreu a redução da sodicidade na área onde foi plantada equivalente a cerca de 11% do sódio trocável, devido a absorção de sódio pela parte aérea das plantas. Outro parâmetro observado foi a diminuição da condutividade elétrica em função dos íons absorvidos pelo vegetal.

Objetivando a escolha de espécies com capacidade para remediar solos contaminados com o herbicida sulfentrazone, Madalão *et al.* (2012) obtiveram para leucena menores sintomas de fitotoxicidade e menores reduções na altura de plantas e no acúmulo de

matéria seca na parte aérea e na raiz, quando se comparava ao tratamento controle, sugerindo um elevado potencial de fitorremediação desse contaminante no solo.

Avaliando o potencial dessa planta como fitorremediadora de solos contaminados por Arsênio, Dias *et al.* (2010) descreveram que a espécie demonstrou tolerância ao poluente e sugeriram sua utilização em áreas contaminadas pelo elemento, assim como a utilização de leucena em programas de fitoestabilização.

2.3 Fungos micorrízicos arbusculares (FMA) e sua importância para as plantas

Moreira e Siqueira (2006) descrevem as micorrizas como sendo associações mutualistas entre fungos e raízes, cujo surgimento provável é de cerca de 400 milhões de anos, contudo tais associações só passaram a ser observadas detalhadamente a partir do século XIX. Os FMA, pertencentes ao Filo Glomeromycota, são organismos biotróficos obrigatórios e, como componentes da microbiota do solo, exercem importante função para a estabilidade de ecossistemas naturais e agrícolas, formando interações mutualistas com cerca de 80% das espécies vegetais (SIQUEIRA *et al.*, 2002).

Esses fungos em associação com as plantas promovem efeito positivo significativo quanto ao crescimento e desenvolvimento do vegetal, além de propiciar um aumento na absorção dos nutrientes do solo, principalmente aqueles poucos móveis, como é o caso do fósforo (P), pois o micélio externo do FMA passa a agir como uma espécie de extensão do sistema radicular, permitindo maior alcance e exploração do solo, para além da zona de influência das raízes (SILVEIRA *et al.*, 2002; SCHREINER, 2007; NUNES *et al.*, 2008). Habte e Manjunath (1987) expressam a importância desses fungos, principalmente sobre o crescimento e desenvolvimento da Leucena e concluem que a espécie apresenta elevada dependência da micorrização.

Tal interação simbiótica também exerce influência na estabilidade do solo, formando e mantendo sua estrutura (BEDINI *et al.*, 2009), além de aumentar a tolerância das plantas a ação de patógenos (BETHLENFALVAY *et al.*, 1992) e a estresses iônicos (NOGUEIRA; CARDOSO, 2000; VALLINO *et al.*, 2006; MUNYER-LAMY *et al.*, 2007).

Colodete *et al.* (2014) em estudo realizado sobre a aplicação das micorrizas arbusculares na recuperação de áreas impactadas, considerou que há grande interesse atualmente sobre os FMA devido a diversas pesquisas apontarem para seu papel biocontrolador em áreas degradadas, sinalizando sua eficiente aplicabilidade nos processos de recuperação.

Os FMA são organismos de ocorrência em quase todos os ecossistemas (SCHÜBLER *et al.*, 2001) sendo também encontrados em solos com excesso de metais pesados (DEL VAL *et al.*, 1999; KLAUBERG-FILHO *et al.*, 2002), podendo auferir às plantas tolerância ao excesso de metais, reduzindo seus efeitos sobre as mesmas (GAUR; ADHOLEYA, 2004). Além disso, esses micro-organismos são capazes de reduzir a disponibilidade de metais pesados para as plantas, agindo de forma a captar e desintoxicar os mesmos (TURNAU *et al.*, 2006), embora os mecanismos capazes de exercer tal proteção contra a toxidez de metais ainda não foram completamente elucidados (GARCIA, 2015).

Vários desses prováveis mecanismos vêm sendo sugeridos ao longo de pesquisas relacionadas ao tema, principalmente as ações de regulação da absorção dos metais pelas hifas dos FMA nas raízes (GUO *et al.*, 1996; LASAT, 2002). Segundo Silva (2006) as plantas micorrizadas retêm tais elementos a partir das estruturas fúngicas nas raízes, gerando redução da translocação dos mesmos à parte aérea.

Outra provável explicação da proteção dos FMA às plantas seria a produção de glicoproteínas, também denominadas “glomalinas”, que são substâncias capazes de reter esses metais (SILVA *et al.*, 2006; GONZÁLEZ-CHAVES *et al.*, 2004). Outras explicações tratam da exclusão da absorção a partir da precipitação ou quelação dos elementos na zona radicular (KARLDORF *et al.*, 1999), complexação desses metais em grupos funcionais, diminuindo assim seu transporte à parte aérea (GALLI *et al.*, 1994), diluição dos elementos tóxicos nos tecidos vegetais (CHRISTIE *et al.*, 2004; SCHNEIDER *et al.*, 2013), além da compartimentação dos metais pesados em órgãos específicos (GONZÁLEZ-CHAVES, 2002; MEHAR, 2003).

Chen *et al.* (2003) afirmam que plantas sob influência de FMA absorvem e acumulam maiores quantidades de metais do que aquelas que não estão associadas a esses fungos, sugerindo papel beneficiador do FMA no processo de fitorremediação de solos contaminados por metais. Klauberg-Filho *et al.* (2002) afirmam ainda que plantas micorrizadas são menos afetadas a este tipo de contaminação. No entanto, as pesquisas que avaliaram a ação de FMA em solos contaminados por metais carecem de mais informações, já que os resultados obtidos são muito variáveis.

2.3.1 *Micorrizas arbusculares x Toxidez de manganês (Mn) em plantas*

Metais pesados sob elevadas concentrações são tóxicos, gerando inúmeros efeitos ao ambiente (LOGAN, 1992) e, nesse contexto, as plantas também sofrem os efeitos deletérios causados pelo excesso desses metais presentes no meio ao qual se desenvolvem (CARDOSO *et al.*, 2003).

O Mn é um micronutriente considerado essencial para a maioria dos organismos (CHEN *et al.*, 2016), contudo Clarkson (1988) explica que a absorção de manganês pela planta é pouco controlada e esse elemento, quando disponível em excesso no solo, tende a ser absorvido além das necessidades da planta podendo vir a causar toxidez. Yang *et al.* (2015) elenca o atraso no crescimento e interrupção de processos metabólicos essenciais como problemas causados a partir do excesso de Mn nas plantas, além dos sintomas causados pelo mesmo, como clorose e necrose de tecidos.

Cardoso *et al.* (2003) relatam ainda que a toxidez gerada por certos elementos, como é o caso do Mn, pode vir a ser atenuada, em alguns casos, pela presença de FMA, sendo que os mesmos utilizam diversos mecanismos, diretos e indiretos que controlam tal absorção pela planta, embora tais mecanismos ainda não foram totalmente elucidados, como já mencionado anteriormente.

Diversos são os relatos na literatura demonstrando que a associação micorrízica promove para as plantas uma maior tolerância ao excesso de manganês, resultando em menores níveis de Mn nos tecidos, sugerindo uma função do FMA na proteção das plantas em face a elevados níveis de Mn (BETHLENFALVAY; FRANSON, 1989; CARDOSO *et al.*, 2003; GARCIA *et al.*, 2017a).

Os efeitos indiretos dos fungos micorrízicos vêm sendo relatado por diversos autores para explicar a proteção gerada à planta contra o excesso de Mn. A associação micorrízica induz mudança do padrão da exsudação radicular, gerando maior produção de exsudatos radiculares de baixo peso molecular (GRAHAN *et al.*, 1981; BETHLENFALVAY; FRANSON, 1989), podendo com isso alterar a composição das comunidades de micro-organismos oxidantes e redutores de Mn na rizosfera e, conseqüentemente, diminuindo a absorção do elemento pela planta (FOY *et al.*, 1978; KOTHARI *et al.*, 1991; ARINES *et al.*, 1992; POSTA *et al.*, 1994).

Plantas micorrizadas também possuem uma maior concentração de Fósforo (P) que pode vir a contribuir para a atenuação da toxidez de Mn, melhorando o estado nutricional da planta além de poder formar complexos insolúveis (íons fosfato e íons Mn) dentro da

planta, onde a formação de tais complexos diminuem a atividade excessiva de íons de Mn nas células resultando em menores efeitos tóxicos as plantas (FOY, 1984).

2.4 Silício na atenuação da toxidez por metais pesados em plantas

O Si é o segundo elemento mais abundante na crosta terrestre, sendo superado somente pelo oxigênio (MARSCHNER, 1995; GUNES *et al.*, 2007; LIANG *et al.*, 2007), contudo é considerado um elemento não essencial as plantas.

Há uma grande diversidade de materiais que são fontes de silício para as plantas, como escórias de siderurgia, vollastonita, subprodutos da produção de fósforo elementar, silicato de cálcio, silicato de sódio, silicato de magnésio (serpentino), silicato de potássio, termofosfato, dentre outros. Contudo, os silicatos são as principais fontes de silício para a agricultura e são aplicados principalmente na forma sólida (pó ou granulado), mas também podem ser aplicados na forma líquida (via solo ou via foliar) (KORNDÖRFER; OLIVEIRA, 2010).

Apesar de não atender aos critérios de essencialidade, é considerado um elemento benéfico para diversas culturas, favorecendo o crescimento e desenvolvimento das mesmas (GOMES *et al.*, 2008; CASTRO, 2009; LI *et al.*, 2011; CAMARGO *et al.*, 2014), principalmente quando estas plantas estão sob condições de estresse, seja de natureza biótica ou abiótica (MA; TAKAHASHI, 2002; MA; YAMAJI, 2006; ABDALLA, 2011).

Atualmente o silício é considerado um micronutriente benéfico para as plantas, tendo sua inclusão na lista de micronutrientes se dado em 14 de janeiro de 2004, através do decreto n° 4954, portanto comercializado legalmente como fertilizante (BRASIL, 2008).

Os benefícios do Si às plantas incluem resistência ao ataque de pragas e doenças (EPSTEIN, 1999; ANTUNES, 2009; SANTOS *et al.*, 2009), resistência a condições climáticas desfavoráveis como baixas e altas temperaturas (LIANG *et al.*, 2006; ZHU *et al.*, 2006; AGARIE *et al.*, 1998), melhoria da fertilidade do solo (WILD, 1988; SAVANT *et al.*, 1997), favorece a nodulação em leguminosas (MALAVOLTA, 2006; EPSTEIN; BLOOM, 2005), promoção da resistência a condições de estresse salino (ZHU *et al.*, 2004; ZUCCARINI, 2008; LIMA *et al.*, 2011) e deficiência hídrica (MARSCHNER, 1995; FARIA, 2000; SILVA, 2007), dentre outros.

Dentre seus diversos benefícios, o Si também propicia uma maior tolerância de plantas à presença de metais, diminuindo ou eliminando seus efeitos danosos sobre as plantas (EPSTEIN, 1994; DONCHEVA *et al.*, 2009; GU *et al.*, 2011). Deve ser salientado, entretanto,

que tais efeitos irão depender da espécie da planta, sendo regulados por diferentes mecanismos (MA, 2004). Contudo, os mecanismos pelos quais o elemento age no incremento a tolerância das plantas ao excesso de metais no solo ainda não foram explicados por completo (RIBEIRO *et al.*, 2009), pois raras são as pesquisas que avaliaram seus efeitos como agente mitigador de estresses dessa natureza. Nesse sentido, essa alternativa merece mais investigação, visto que sua utilização pode ser um fator adicional no auxílio a recuperação de áreas contaminadas.

Sabe-se que a diminuição da toxidez por metais promovida pela ação do silício pode ocorrer no interior da planta ou no solo (SHI *et al.*, 2005; SOMMER *et al.*, 2006). Liang *et al.* (2007) relacionaram alguns dos principais mecanismos mediados por esse elemento como prováveis amenizadores dessa toxidez dentro da planta, como o fomento dado ao sistema de antioxidantes, complexação de íons metálicos, imobilização desses metais ao longo do crescimento vegetal e a compartimentalização dos metais dentro da planta, em estruturas como o vacúolo, citoplasma ou na parede celular.

No solo, o Si atua por meio da redução da biodisponibilidade dos metais (RIBEIRO *et al.*, 2009), sendo admitido por alguns autores sua ação na imobilização desses elementos tóxicos no solo (LIANG *et al.*, 2007).

Sommer *et al.* (2006) afirmam que a atuação do Si nesse ambiente pode acontecer por meio de precipitação, humidificação e reações de redução e adsorção. O mesmo autor salienta que o Si favorece o aumento do pH da solução do solo, fator que pode possibilitar a diminuição da atividade desses elementos tóxicos.

Outros autores, porém, contestam que essa amenização dos efeitos tóxicos seja por decorrência da elevação do pH do solo, sugerindo que a imobilização desses metais ocorra por uma atuação direta do Si em solução (BAYLIS *et al.*, 1994; CUNHA; NASCIMENTO, 2009).

Pesquisando especialmente a ação do Si na amenização da toxidez por manganês em plantas, Horst e Marschner (1978) observaram uma menor concentração do elemento nas folhas, assim como a não formação de necroses, ou pontuações marrons, sintoma típico da toxidez causada pelo excesso de Mn. Com isso, concluíram que tais efeitos podem ser explicados pela diminuição do transporte de Mn das raízes a parte aérea, como também por sua distribuição mais homogênea. Foy *et al.* (1978) acrescentam que o aumento da tolerância das plantas ao Mn pode relacionar-se a maior absorção e distribuição do Si.

Nogueira (2002) também sugere que um dos motivos da atenuação da toxidez de Mn na presença de FMA é explicada pelo favorecimento dado pelos fungos na absorção do

silício. Yost e Fox (1982) observaram elevada absorção de Si pelas plantas de soja micorrizadas, sustentando informação dada por Oliveira *et al.* (1999) de que micorrizas arbusculares promovem um aumento na capacidade das plantas na absorção de nutrientes do solo.

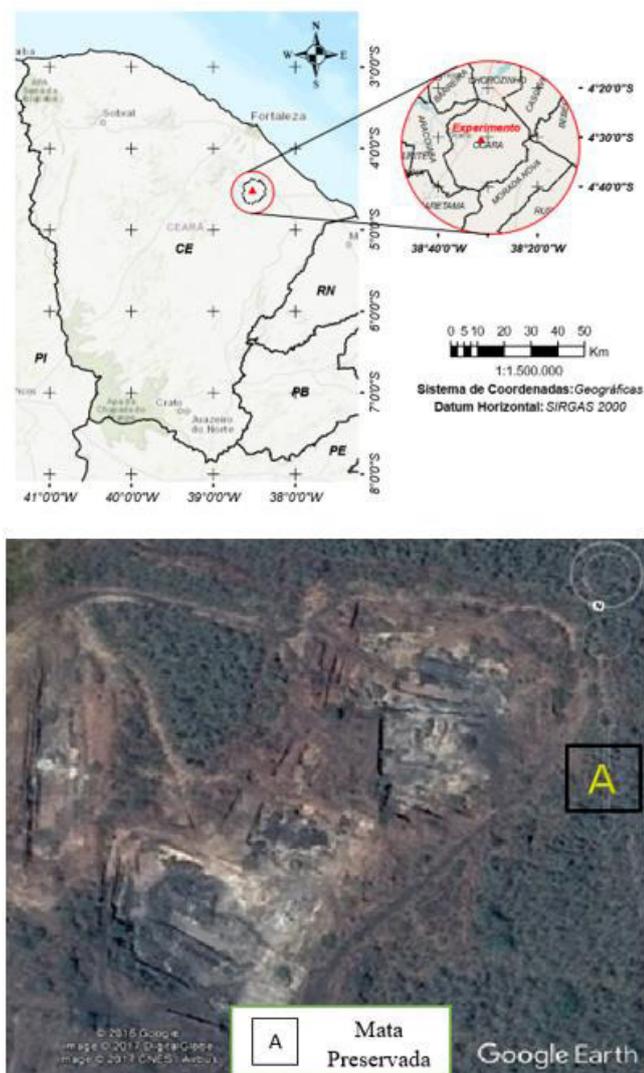
Com relação as espécies beneficiadas pelo silício, seus efeitos vêm sendo observados principalmente em gramíneas (MA *et al.*, 2001), denominadas plantas acumuladoras do elemento, o que motiva sua utilização na maioria das pesquisas envolvendo o silício (MARSCHNER, 1995). As leguminosas por sua vez são, em geral, classificadas como não acumuladoras do silício (TAKAHASHI *et al.*, 1990). Entretanto é crescente sua utilização em pesquisas que envolvem o uso do Si (MARSCHNER, 1995), embora os benefícios dados pelo elemento a este tipo de planta não estejam ainda bem definidos, necessitando assim de estudos mais aprofundados (MENECALE *et al.*, 2015).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Localização da área e coleta do solo

O solo utilizado nesse experimento foi proveniente de área de mineração de manganês, localizada em Ocara – Ce, Município distante 101km da capital, Fortaleza. A coleta do solo se deu a uma profundidade de 0-20 cm, em uma área de mata nativa preservada, adjacente a área de mineração ($4^{\circ}30'17.82''$ de Latitude Sul e $38^{\circ}31'22.89''$ de Longitude Oeste) (Figura 2). Após a coleta foi feito o peneiramento do solo em uma peneira cuja malha corresponde a 4mm, em seguida armazenado sob temperatura ambiente em casa de vegetação, sendo posteriormente submetido a esterilização em autoclave a 121° C a 1 atm de pressão, durante duas horas, quando então foi encubado por um período de 20 dias.

Figura 2 – Localização da área de coleta das amostras de solo. Fonte: Google Earth. Garcia 2015.



3.2 Caracterização química e física do solo

O solo utilizado no experimento conforme análise química e física realizadas apresentou as seguintes características (Tabela 1).

Tabela 1 – Características químicas e físicas do solo utilizado no experimento antes (A) e depois (B) da autoclavagem.

Propriedade	Mata nativa
pH(H ₂ O)	7,03
K(mg dm ⁻³)	12,22
P total(mg dm ⁻³)	132,57
Ca ²⁺ (Cmol _c dm ⁻³)	5,7
Mg ²⁺ (Cmol _c dm ⁻³)	2,08
Al ³⁺ (Cmol _c dm ⁻³)	0
H + Al (Cmol _c dm ⁻³)	0,9
SB (Cmol _c dm ⁻³)	7,8
t (Cmol _c dm ⁻³)	7,8
T (Cmol _c dm ⁻³)	8,7
V (%)	89,7
m (%)	0
CO (g Kg ⁻¹)	39,5
N (g Kg ⁻¹)	1,25
Zn (mg dm ⁻³) (A)	5,23
Zn (mg dm ⁻³) (B)	5,06
Fe (mg dm ⁻³) (A)	5,15
Fe (mg dm ⁻³) (B)	8,735
Mn (mg dm ⁻³) (A)	332
Mn (mg dm ⁻³) (B)	459,3
Cu (mg dm ⁻³) (A)	1,82
Cu (mg dm ⁻³) (B)	1,52
Areia (g Kg ⁻¹)	808,2
Silte (g Kg ⁻¹)	77,7
Argila (g Kg ⁻¹)	113,9

Fonte: Autora (2018).

3.3 Instalação e condução do experimento

O experimento foi conduzido por um período de 90 dias (Setembro de 2017 à Dezembro de 2017), em casa de vegetação pertencente ao Departamento de Ciências do Solo (DCS) do Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Ceará (UFC), localizada no Campus do Pici, Fortaleza, Ceará (3°45'47' de latitude Sul e 38°31'23' de longitude Oeste, altitude média de 47m), onde a temperatura média da região é de 27°C, com precipitações em torno de 1600mm/ano e o clima, segundo Köppen, é do tipo Aw e classificado como tropical quente.

O solo foi distribuído em vasos plásticos com capacidade de 1,5 litros de solo, sendo utilizado 1Kg de solo por vaso, aos quais foi realizada uma adubação básica aplicando-se 10mg de N, 15mg de P, 100mg de K e 3mg de Ca por kg⁻¹ de solo. As fontes dos nutrientes utilizados foram CO(NH₂)₂, P₂O₅, KCl e CaSO₄, respectivamente para o nitrogênio, o fósforo, potássio e o cálcio.

Um dia após a adubação foi realizada a aplicação das doses de silício (0, 100, 200, e 400 mg kg⁻¹) nos vasos contendo o solo (Figura 3), na forma de silicato de sódio (Na₂SiO₃) e aplicadas conforme esquema experimental (Figura 4). Vale ressaltar que para a escolha das doses tomou por base o trabalho realizado por Garg e Singh (2017).

As sementes de leucena (*Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit.) foram obtidas do setor de Zootecnia da Universidade Federal do Ceará. Para sua utilização, as sementes foram esterilizadas em álcool 95%, para esterilização superficial e submetidas a aquecimento em temperatura de 80° C por 5 minutos, visando a quebra da dormência.

Para a produção das mudas foi utilizada uma bandeja de polietileno contendo 162 células, na qual foram colocadas duas sementes por célula, a uma profundidade de 2 cm. O substrato utilizado para produção das mudas na bandeja foi uma areia lavada e autoclavada.

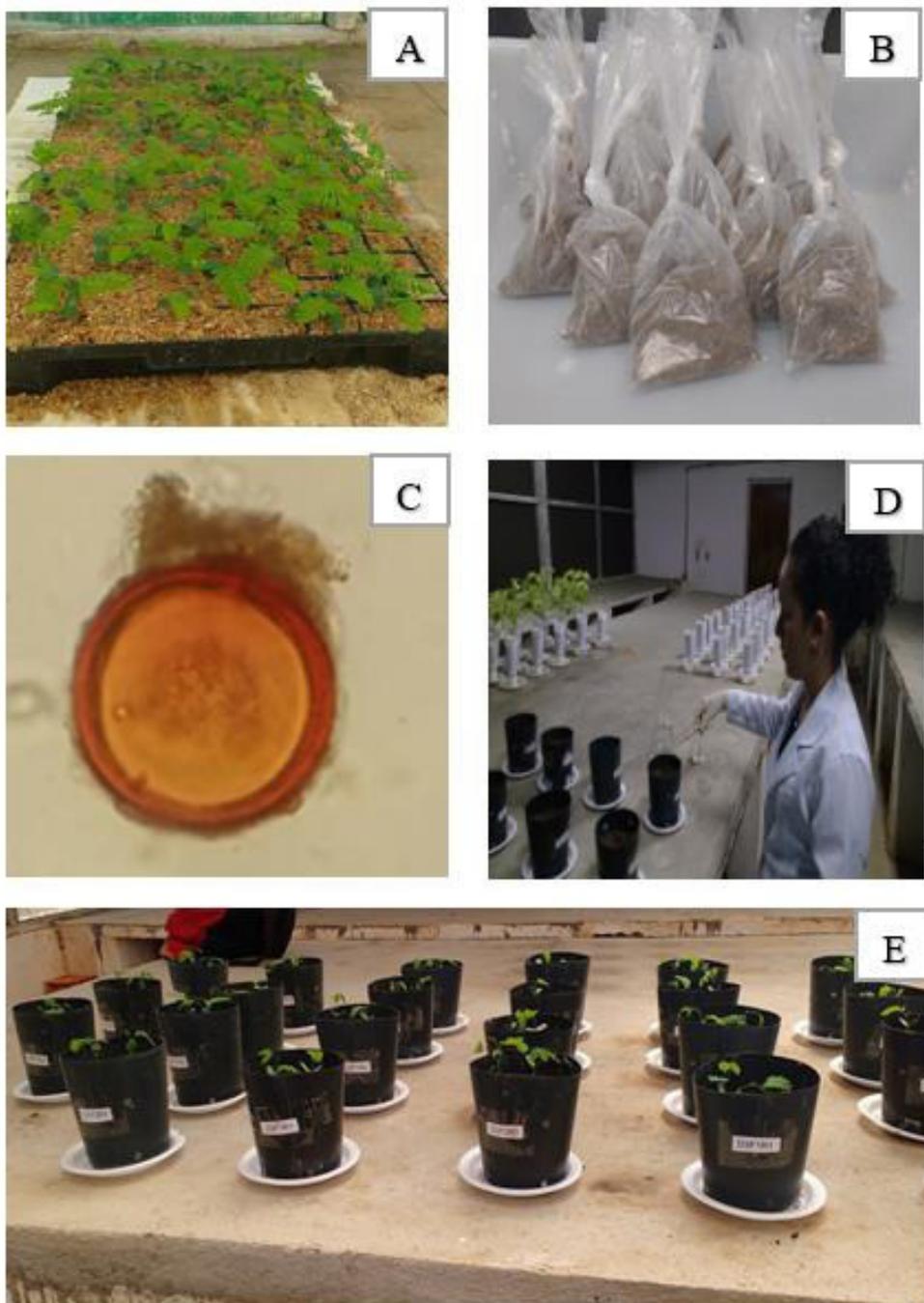
Após duas semanas do estabelecimento das plantas em bandeja (Figura 3), foi realizado o transplante das mesmas para os vasos plásticos contendo 1 kg de solo estéril, selecionando-se as mudas de maior vigor (duas mudas por vaso) e feita inoculação com 40g de solo inóculo contendo esporos e fragmentos de raízes de milho (*Zea mays* L.) colonizadas pela espécie *Claroideoglomus etunicatum* (Figura 3) a uma profundidade aproximada de 4cm, de acordo com cada tratamento proposto no experimento.

O solo inóculo utilizado neste experimento foi obtido da coleção de culturas de FMA do laboratório de Microbiologia do Solo da Universidade Federal do Ceará (UFC),

Campus do Pici, em Fortaleza. Foi realizada previamente a quantificação do número de esporos contidos nesse solo, o qual apresentou uma média de 302 esporos por 40g de solo.

Durante os 90 dias de condução do experimento manteve-se o solo de todas as parcelas experimentais com uma umidade próxima a capacidade de campo.

Figura 3 – Estabelecimento das plantas em bandeja (A); Inóculo contendo *C. etunicatum* (B); Fotomicrografia de esporo de *C. etunicatum* (C); Aplicação das doses de silício (D); 1 DAT (dias após transplante) das mudas de leucena (*Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit.) em casa de vegetação (E).



3.3.1 Determinações analíticas:

I. Massa da matéria seca da parte aérea (MMSPA) e raiz (MMSR):

Para mensuração da massa da matéria seca correspondente a parte aérea e a raiz, o material vegetal foi submetido à secagem em estufa com circulação forçada de ar a 65°C até atingir massa constante. Em seguida o material foi pesado em uma balança analítica com precisão de 0,0001g.

II. Número de folhas:

Contagem direta

III. Comprimento do sistema radicular:

Determinado a partir do colo da planta até a extremidade da raiz principal, utilizando-se régua milimétrica.

IV. Colonização micorrízica:

As raízes coletadas foram lavadas e armazenadas em álcool a 70 % e mantida sob refrigeração até o momento da avaliação. Para a obtenção do percentual de colonização micorrízica nas raízes, realizou-se o clareamento do córtex radicular pelo aquecimento (60°C) em banho-maria em solução de KOH a 10% conforme a metodologia descrita por Phillips e Hayman (1970). Em seguida, foi realizada a acidificação das raízes com ácido acético a 5 %, corando-as, posteriormente, com tinta de caneta azul a 5 % (VIERHEILIG *et al.*, 1998). As raízes coradas foram preservadas em frascos de vidros contendo uma solução de lactoglicerol e mantidas sob refrigeração até o momento da confecção das lâminas para observação em microscópio ótico de campo claro. Para a montagem das lâminas, foram utilizados 10 fragmentos de raízes coradas, os quais foram colocados em cada lâmina, adicionando-se uma gota de lactoglicerol sobre os fragmentos de raízes e, posteriormente, cobrindo com uma lamínula para a observação em microscópio. A percentagem de colonização radicular foi obtida segundo McGonigle *et al.* (1990).

V. Número esporos de FMA no solo:

O número de esporos de FMA no solo foi obtido por meio da extração em 100g de solo via peneiramento úmido de cada amostra dos tratamentos, seguindo os procedimentos descritos por Gedermann e Nicholson (1963).

VI. Determinação da concentração de manganês na parte aérea e raiz:

Após a obtenção da matéria seca da parte aérea e da raiz, o material foi triturado em moinho do tipo Willey para determinação dos teores de Mn, ao qual foi determinado por digestão nítrico-perclórica e analisado por espectrofotometria de absorção atômica.

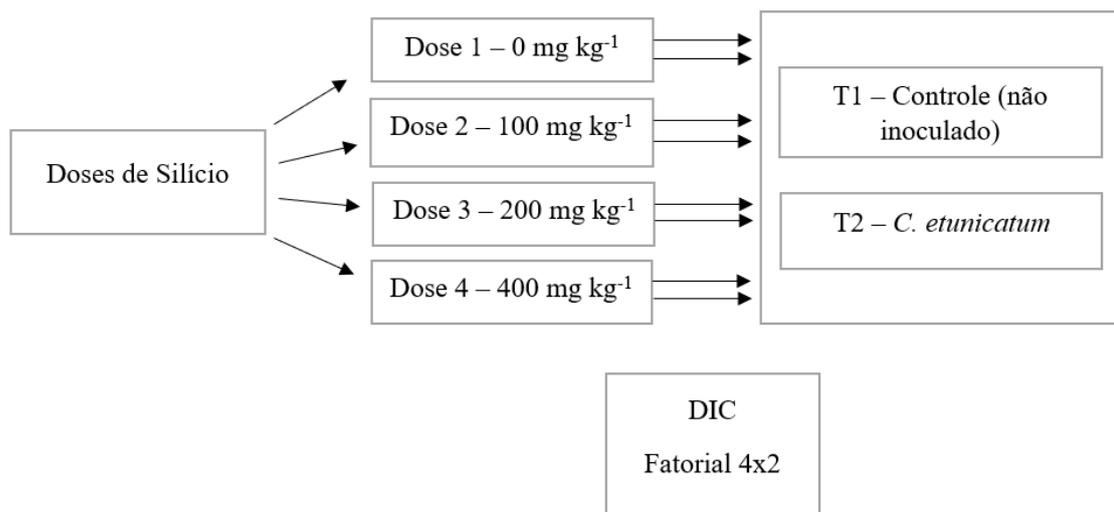
VII. Percentual foliar de toxidez:

Foi determinado o percentual de toxidez por Mn nas folhas calculando-se a porcentagem de folhas com sintomas: $(n^\circ \text{ de folhas com sintomas} / n^\circ \text{ total de folhas}) \times 100$ (SCHMIDT *et al.*, 2013).

3.4 Delineamento experimental

O delineamento experimental adotado foi o inteiramente casualizado, em arranjo fatorial 4x2, considerando-se: i) quatro doses de silício (0; 100; 200; 400 mg kg⁻¹); ii) dois tratamentos (não inoculado – controle; inoculado com *C. etunicatum*), com quatro repetições, totalizando 32 unidades experimentais (Figura 4). As variáveis colonização micorrízica e densidade de esporos de FMA no solo foram analisadas sem a presença do tratamento não inoculado (controle), visto que tais plantas não apresentaram evidência de colonização por FMA, como também não foram observados esporos nas suas rizosferas, confirmando-se a eficácia do processo de esterilização adotado.

Figura 4 – Representação esquemática do experimento. Fonte: Autora (2018).



3.5 Análise estatística

Os dados obtidos foram submetidos à análise de variância e, quando constatada diferença estatística significativa, os dados qualitativos foram comparados pelo teste de Scott-Knott ($p < 0,05$) e os quantitativos (doses) foram submetidos à análise de regressão, utilizando-se o software estatístico SISVAR (FERREIRA, 2000).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

É importante inicialmente ressaltar que o processo de autoclavagem realizado no solo para a eliminação dos propágulos de FMA nativos provocou aumento na disponibilidade do Mn no substrato, observando-se um acréscimo de 332 para 459,3 mg dm⁻³ de Mn no solo (Tabela 1). Referida variação é uma consequência comumente observada após o processo de autoclavagem de solos e ainda carece de uma explicação conclusiva.

4.1 Massa da matéria seca da parte aérea, massa da matéria seca da raiz, número de folhas e comprimento do sistema radicular

De acordo com a análise de variância (Tabela 2), observa-se que as variáveis biométricas foram influenciadas significativamente pelas doses de silício (A), com exceção do número de folhas (NF). Com relação ao efeito da inoculação com FMA (B), somente o comprimento do sistema radicular (CSR) não apresentou efeito significativo. Ao analisar a interação entre doses de silício x inoculação com FMA (AxB) verificou-se que todas as variáveis apresentaram diferença significativa, com exceção do número de folhas (NF).

Tabela 2 – Análise de variância para as variáveis massa da matéria seca da parte aérea (MMSPA) e raiz (MMSR), número de folhas (NF) e comprimento do sistema radicular (CSR) de *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit. cultivada em solo de mineração de Mn inoculada com FMA e doses de silício.

F. V.	G.L.	Quadrados Médios			
		MMSPA	MMSR	NF	CSR
Doses de Silício (A)	3	0,16*	0,06**	0,19 ^{ns}	164,84**
FMA (B)	1	18,80**	1,82**	135,84**	4,35 ^{ns}
Interação (AxB)	3	0,13*	0,02**	0,61 ^{ns}	31,33**
Erro	24	0,03	0,0007	3,48	3,29
Total	31	-	-	-	-
C.V.%		18,98	7,17	31,30	6,39

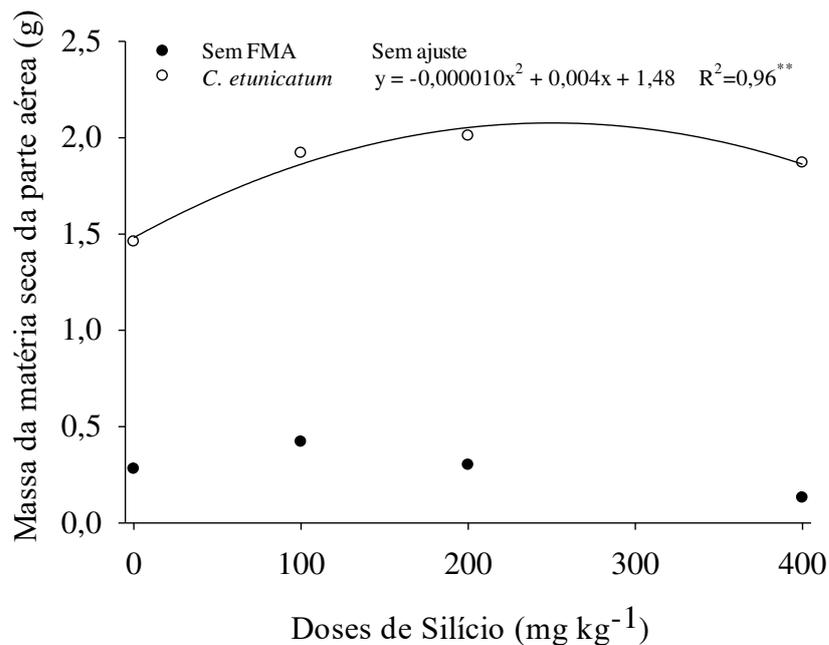
** e * - Significativos a 1% ($p \leq 0,01$) e a 5% ($p \leq 0,05$) de significância, respectivamente, pelo teste F.

4.1.1 Massa da matéria seca da parte aérea (MMSPA)

A MMSPA das plantas inoculadas com FMA apresentou incremento máximo (2,05 g) até a dose estimada de 238,55 mg kg⁻¹ de silício, com tendência de redução a partir desse valor, ajustando-se a um modelo de resposta quadrático. Por outro lado, o tratamento sem FMA (controle) não apresentou ajuste matemático (Figura 5). De maneira geral, em todas

as doses de silício, observa-se que as plantas inoculadas com FMA apresentaram valores de MMSPA significativamente superiores quando comparados às plantas sem FMA.

Figura 5 – Efeito da interação entre doses de silício e inoculação com FMA (AxB) sobre a massa da matéria seca da parte aérea de *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit. cultivada em solo de mineração de Mn.



Garcia *et al.* (2017a) trabalhando com solo proveniente de área de mineração de manganês também observaram resultados semelhantes relativos à MMSPA produzida, quando as plantas que receberam tratamento de inoculação com *Clareideoglopus etunicatum* apresentaram um aumento de 27,7% em relação ao tratamento que não recebeu a inoculação, evidenciando o papel do fungo para a melhoria observada no desenvolvimento de plantas de sabiá (*Mimosa caesalpiniaefolia* Benth.). Resultados semelhantes também foram sugeridos por Cardoso *et al.* (2003) em plantas de soja inoculadas com *G. macrocarpum* cultivadas em solo com elevado teor de manganês e Silva *et al.* (2006) com braquiária, em solos também contaminados por outros metais.

A associação micorrízica melhora o estado nutricional das plantas (ANDRADE *et al.*, 2009), embora para que haja efeito benéfico deve existir uma dependência entre a planta hospedeira e a espécie do fungo colonizador, como afirmam Jankong e Visoottiviseth (2008).

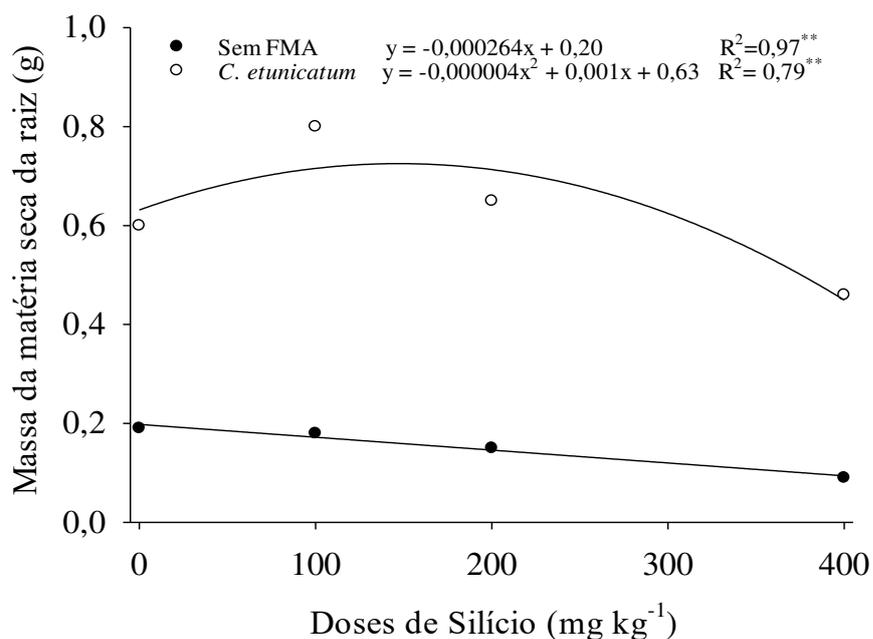
Os resultados obtidos nesse experimento mostraram-se positivos quanto ao benefício da associação de *C. etunicatum* com *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit., uma vez que houve um incremento da produção de matéria seca da parte aérea da planta, sugestivo

da participação do fungo micorrízico nesse aumento. Garg e Singh (2017), estudando o crescimento de plantas em solos contaminados por metais, concluíram que a interação micorrizas arbusculares e silício contribuiu de maneira significativa para um maior desenvolvimento das plantas do que quando foram considerados os dois fatores isoladamente. Entretanto, são necessários ainda estudos mais aprofundados e comparativos com outras espécies de FMA para mensurar melhor tal eficiência.

4.1.2 Massa da matéria seca da raiz (MMSR)

Com relação a MMSR, observa-se que as plantas inoculadas com FMA apresentaram incremento máximo (0,74 g) até a dose estimada de 167,5 mg kg⁻¹ de silício, com tendência de redução a partir desse valor, ajustando-se a um modelo de resposta quadrático, enquanto que para as plantas sem FMA (controle) obteve-se um modelo de resposta linear decrescente, em função do aumento das doses de silício aplicadas ao solo. Todas as plantas inoculadas com FMA apresentaram produção de MMSR significativamente superior as plantas sem FMA (controle) (Figura 6).

Figura 6 – Efeito da interação entre doses de silício e inoculação com FMA (AxB) sobre a massa da matéria seca da raiz de *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit. cultivada em solo de mineração de Mn.



De maneira semelhante ao comportamento observado para MMSPA, a produção de matéria seca da raiz (MMSR) foi maior nos tratamentos inoculados com FMA do que nas plantas do tratamento controle (sem inoculação).

Resultados semelhantes também foram obtidos por Garcia (2015), onde a inoculação com *R. clarus*, *Glomus etunicatum* e um Mix dos dois fungos, plantas de sabiá em solo estéril e com altas concentrações de Mn obtiveram resultados significativamente mais eficientes para MMSR se comparados ao tratamento sem inoculação para todas as espécies de FMA estudadas. Tais resultados também se correlacionam com os obtidos por Solí-Domingues *et al.* (2011) que observaram aumento da MMSR em plantas de algaroba inoculadas com FMA cultivadas em solo de mineração de Zinco (Zn).

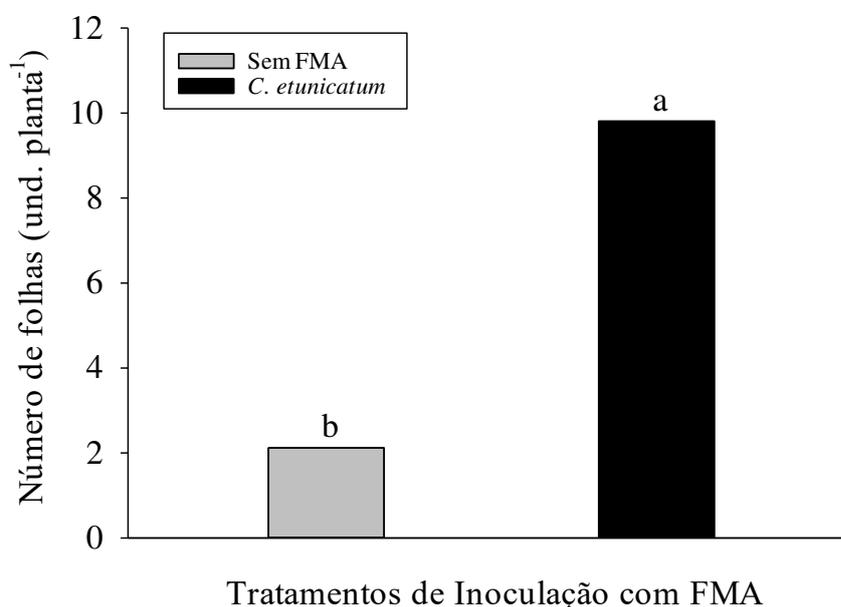
Nesse experimento ocorreu uma maior produção de MMSR em todos os tratamentos que receberam inoculação com FMA e também foi observado um efeito de interação com as doses de silício utilizadas. Contudo, mesmo na dose 1 (zero - silício) essa produção foi significativamente maior em relação ao tratamento não inoculado, evidenciando a importância desses fungos para o melhor desenvolvimento da planta mesmo na ausência do Si, fato também observado na produção de MMSPA (Figura 5).

Na interação dos fatores (FMA x silício) percebe-se uma maior eficiência na produção de MMSR dessas plantas, com benefícios para a planta gerados pela interação. Em geral, na literatura têm-se relatado que os FMA possuem importante ação na absorção do silício (YOST e FOX, 1982; NOGUEIRA, 2002; GARG e BHANDARI, 2016) que, por sua vez, também tem sido relacionado como agente atenuador da toxidez por metais pesados (LIANG *et al.*, 2007; RIBEIRO *et al.*, 2009; GU *et al.*, 2011).

4.1.3 Número de folhas (NF)

Com relação ao NF, observa-se que a inoculação com FMA (*C. etunicatum*) foi responsável por alcançar aumento significativo na ordem de 362,7 %, em comparação com as plantas sem inoculação com FMA (Figura 7).

Figura 7 – Efeito do fator inoculação com FMA (B) sobre o número de folhas de *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit. cultivada em solo de mineração de Mn.



Ao se avaliar o efeito dos tratamentos quanto ao número de folhas produzidas, pôde-se observar influência substancial da inoculação com *C. etunicatum* em relação aos tratamentos sem inoculação, alcançando essa diferença significativa de 362,7%. Dessa maneira, as plantas inoculadas com FMA foram favorecidas na formação de folhas, refletindo a eficiência desses fungos em promover o crescimento vegetativo das mudas de leucena cultivadas em um solo contaminado por Mn, o que pode ser observado na figura 8.

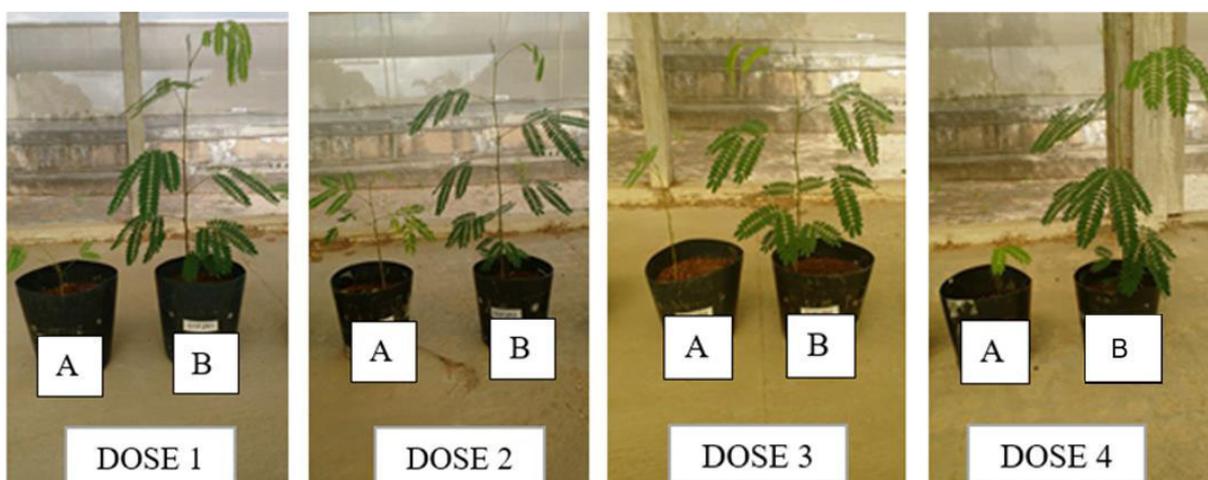
Trabalhos utilizando leucena em associação com FMA têm sugerido a sua elevada dependência à micorrização em relação aos benefícios decorrentes dessa associação para o crescimento dessas plantas (HABTE e MANJUNATH, 1987). Contudo torna-se necessária a confirmação de tal dependência a partir de estudos mais aprofundados.

No presente trabalho não foram observados problemas relacionados ao crescimento das plantas micorrizadas, embora o mesmo não tenha ocorrido com as plantas sem inoculação de FMA, as quais apresentaram um crescimento significativamente inferior. Yang *et al.* (2015) relatam que elevadas concentrações de Mn no solo podem prejudicar o crescimento das plantas. Dessa maneira não seria inconsistente se afirmar que os FMA aumentaram a tolerância da leucena ao excesso de Mn presente no solo, uma vez que os FMA em associação com plantas melhoram o estado nutricional destas, contribuindo para o seu crescimento e reduzindo a disponibilidade de alguns metais para as plantas, como é o caso Mn

(STÜRMER *et al.*, 2009; CHRISTIE *et al.*, 2004; VODNIK *et al.*, 2008). É importante ressaltar ainda que o maior crescimento de plantas colonizadas por FMA também pode ser atribuído ao incremento na absorção de P proporcionado pelo fungo para a planta (Li *et al.*, 1991), como também a uma maior absorção em relação ao silício (TURNAU *et al.*, 2007; NOGUEIRA *et al.*, 2002).

Efeito positivo em relação à produção de folhas também foi encontrado por Lins *et al.* (2007) estudando efeito do FMA no crescimento de mudas de leucena em solos de caatinga sob impacto de mineração de cobre.

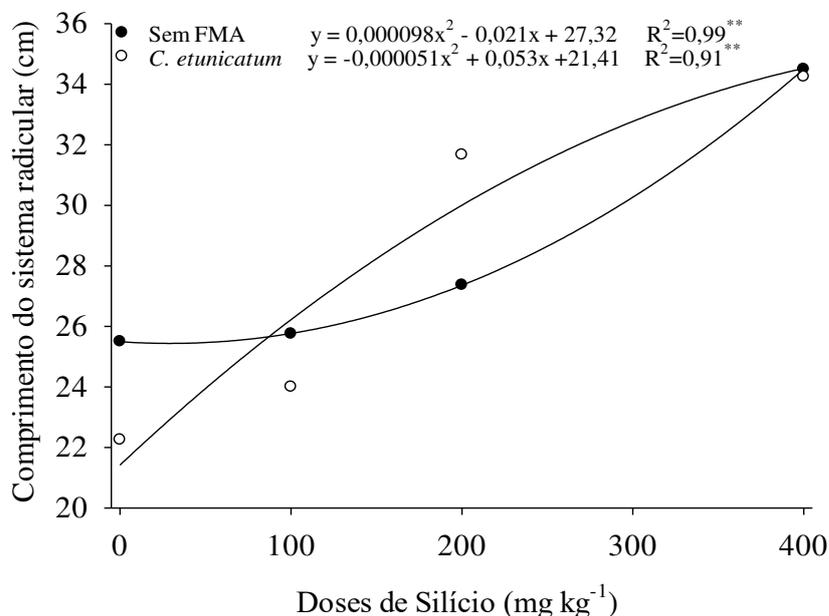
Figura 8 – Altura das plantas do tratamento sem FMA (A) e tratamento com inoculação com *C. etunicatum* (B) nas diferentes doses de Silício (dose 1 – 0; dose 2 – 100 mg kg⁻¹; dose 3 – 200 mg kg⁻¹; dose 4 – 400 mg kg⁻¹) após 85 dias de desenvolvimento das plantas.



4.1.4 Comprimento do sistema radicular (CSR)

O CSR das plantas aumentou em função das doses crescentes de silício aplicadas no solo em ambos os tratamentos (com e sem FMA), conforme o modelo de ajuste quadrático da figura abaixo (Figura 9). Ao comparar os tratamentos com FMA (*C. etunicatum*) e sem FMA, é possível observar que a diferença entre estes para o CSR só foi mais expressiva na dose de 200 mg kg⁻¹ de silício. Nessa dose, as plantas inoculadas com FMA apresentaram incremento significativo no CSR de 15,7% quando comparado com as plantas sem FMA. Na dose máxima de silício (400 mg kg⁻¹) aplicada ao solo não houve diferença significativa no CSR entre os tratamentos que receberam ou não inoculação com FMA.

Figura 9 – Efeito da interação entre doses de silício e inoculação com FMA (AxB) sobre o comprimento do sistema radicular de *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit. cultivada em solo de mineração de Mn.



Cardoso *et al.* (2003) explicam que além das plantas, os micro-organismos também são afetados quando expostos a elevados teores de metais pesados no solo. Tal fato pode explicar o motivo pelo qual, nesse estudo, a inoculação com FMA não ter promovido tanta influência no CSR, sendo possível que a elevada concentração do Mn tenham reduzido a capacidade do fungo em influenciar o maior crescimento dessas raízes.

Resultados similares foram observados por Cipriani (2011) e Garcia (2015), ambos trabalhando com leguminosas em solos contaminados por metais pesados, ao não constatarem efeito dos tratamentos inoculados com FMA na variável comprimento do sistema radicular.

Em relação ao presente trabalho, nota-se ainda pouca diferenciação entre tratamentos (com e sem FMA) e ambos obtiveram resultados positivos em relação ao crescimento do sistema radicular, evidenciando possível ação do silício no aumento da tolerância das plantas na presença do Mn. Contudo, os mecanismos do Si responsáveis por essa provável proteção não são ainda bem compreendidos (RIBEIRO *et al.*, 2009).

Horst e Marschner (1978) e Miyaki e Takahashi (1985) afirmam que a aplicação do silício no solo cultivado com leguminosas elevou o comprimento e a massa de suas raízes. Entretanto, estudos como o de Ribeiro *et al.* (2011) relacionaram o alto teor de silício a uma

inibição do crescimento radicular em cafeeiro, embora tal restrição não tenha afetado a funcionalidade e o desenvolvimento da parte aérea das plantas que nutricionalmente estavam bem supridas. Vale ressaltar que os melhores resultados obtidos com a adição do silício, no que se refere aos benefícios para as plantas, são mais evidentes sob condições de estresse (MA; YAMAJI, 2006; ABDALLA, 2011).

4.2 Colonização micorrízica e densidade de esporos de FMA no solo

Com relação a análise de variância (Tabela 3), observa-se que a aplicação de doses de silício no solo promoveu um efeito significativo para a colonização micorrízica das raízes e densidade de esporos de FMA no solo.

Tabela 3 – Análise de variância para as variáveis de colonização micorrízica radicular (CM) e densidade de esporos de FMA (DESP) na rizosfera de *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit. cultivada em solo de mineração de Mn inoculada com FMA e doses de silício.

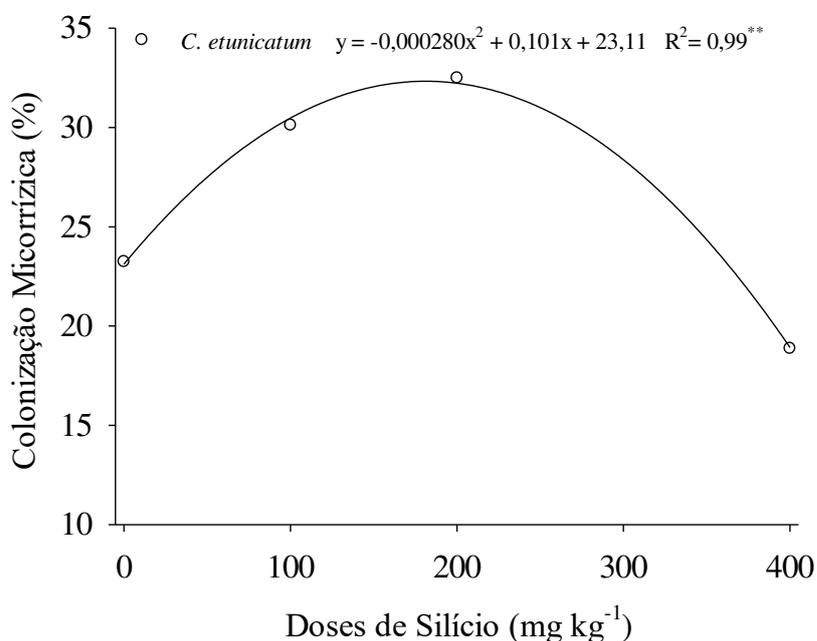
F. V.	G.L.	Quadrados Médios	
		CM	DESP
Doses de Silício	3	156,60*	120452,92**
Erro	9	26,84	28409,88
C.V.%	-	19,78	12,16
Média	-	26,18	1385,9

** e * - Significativos a 1% ($p \leq 0,01$) e a 5% ($p \leq 0,05$) de significância, respectivamente, pelo teste F.

4.2.1 Colonização micorrízica

A colonização micorrízica apresentou incremento máximo (32,34%) até a dose estimada de 181,54 mg kg⁻¹ de silício, com tendência de redução a partir deste valor e ajustando-se a um modelo de resposta quadrático (Figura 10).

Figura 10 – Efeito das doses de silício sobre a colonização micorrízica em *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit. cultivada em solo de mineração de Mn.



A colonização micorrízica foi influenciada de forma positiva até uma dose estimada de 181,54 mg kg⁻¹ de silício no solo, apresentando um máximo de 32,34%. A partir desse ponto, em decorrência do aumento das doses de silício, a capacidade do sistema em formar colonização declinou. Garg e Sing (2017), analisando plantas micorrizadas sob estresse de metais pesados e com suplementação de Si numa dose de 300 mg kg⁻¹ concluíram que a utilização desse elemento não resultou em aumento significativo de colonização micorrízica nas plantas colonizadas. Outros trabalhos também ressaltam que essa interação não diminui a capacidade dos FMA em colonizar as raízes das plantas (GARG e BHANDARI, 2016; MAUREL *et al.*, 2015).

Hammer *et al.* (2011) demonstraram que os FMA conseguem acumular Si nos esporos e nas hifas sob estresse salino, indicando a ocorrência de mecanismos capazes de reter o silício de forma passiva e ativa em ambas as estruturas.

No presente estudo, apesar do decréscimo observado na colonização micorrízica das plantas de leucena sob doses mais elevadas de Si no solo, percebeu-se que a simbiose com *C. etunicatum* foi eficaz e não limitou o desenvolvimento dessas plantas. Além disso, os sintomas foliares de toxidez por Mn não aumentaram com a diminuição da colonização havendo, pelo contrário, redução significativa do percentual de toxidez foliar à medida que se aumentaram as doses de Si, indicando que não houve efeito isolado dos FMA.

A eficiência micorrízica nem sempre está relacionada com a percentagem de

colonização radicular (GRAHAM *et al.*, 1982), confirmando os resultados obtidos no presente estudo, quando mesmo as plantas inoculadas com FMA que foram submetidas as maiores doses de Si e que apresentaram menores percentuais de colonização demonstraram um bom desenvolvimento.

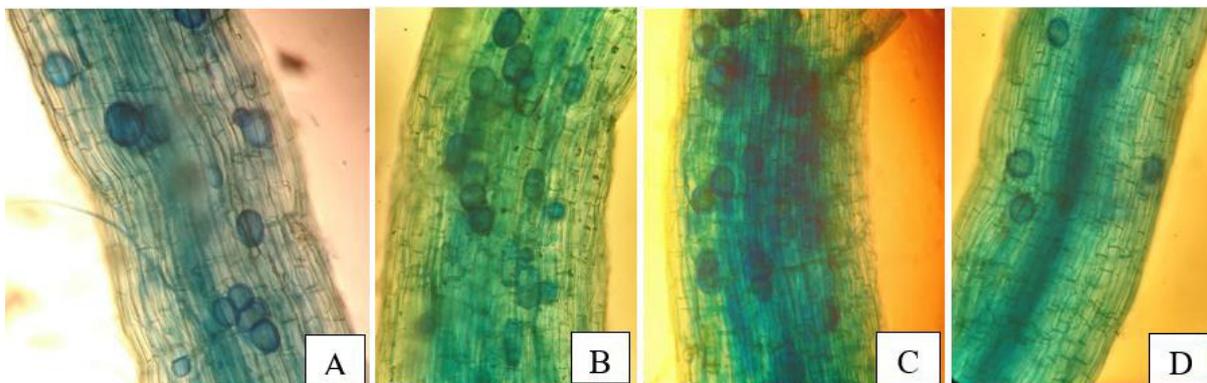
Souza *et al.* (2011) trabalhando com plantas de trigo e feijão em solo contaminado por metais não observaram redução significativa da colonização micorrízica, atribuindo tolerância de *Glomus etunicatum* à presença de Pb no solo. Contudo outros autores relatam que a presença de metais pesados no solo tende a reduzir a colonização micorrízica (MELLONI *et al.*, 2003; RABIE, 2005).

Pôde-se observar que a suplementação de Si nas primeiras doses (entre 100 e 200 mg kg⁻¹) resultou em aumento da colonização quando comparado às plantas que não receberam o silício (dose zero), sugerindo que o excesso de Mn pode ter interferido nessa colonização e que a presença do silício nas menores doses atenuou tal efeito sobre as plantas.

Um outro fator que pode ter relação com a diminuição da colonização micorrízica é a densidade de raízes (AFEK *et al.*, 1990). Esse fator também pode estar relacionado aos resultados obtidos nesse estudo para a colonização micorrízica, uma vez que igualmente foram observadas reduções na massa da matéria seca das raízes das plantas sob as doses mais elevadas de Si (Figura 6).

As imagens abaixo (Figura 11) indicam a presença de colonização micorrízica em alguns fragmentos de raízes, com predominância de estruturas fúngicas endofíticas como vesículas, micélio e hifas intracelulares nos tratamentos inoculados com FMA nas diferentes doses de Si aplicadas ao solo. Contudo, é pertinente esclarecer que as imagens apresentadas são meramente ilustrativas, não sendo representativas da taxa de colonização micorrízica observada em todos os fragmentos de raízes avaliados.

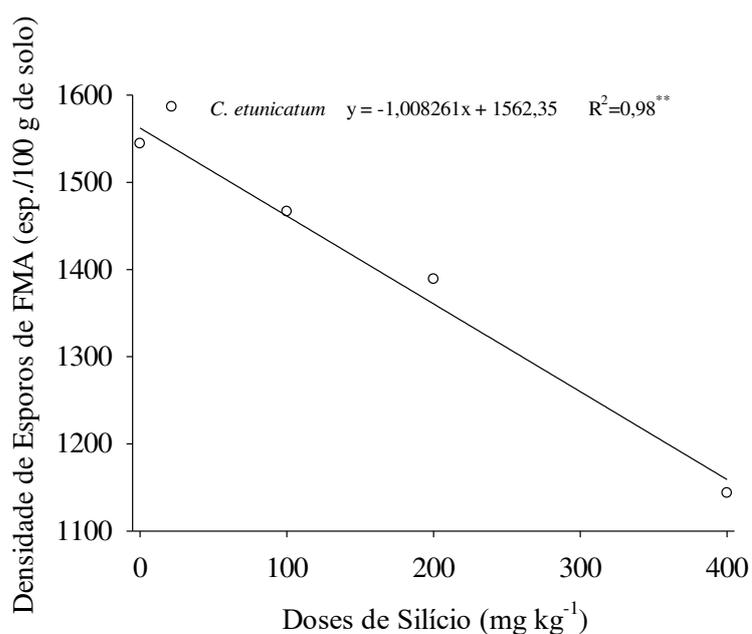
Figura 11 – Fotomicrografia das raízes de leucena após coloração nas diferentes doses de Si aplicadas ao solo (A – 0; B – 100 mg kg⁻¹; C – 200 mg kg⁻¹; D – 400 mg kg⁻¹), sob aumento de 400x.



4.2.2 Número de esporos de FMA no solo

O número de esporos de FMA na rizosfera de leucena apresentou redução em função da adição das doses crescentes de silício aplicadas ao solo, ajustando-se a resposta a um modelo linear decrescente (Figura 12).

Figura 12 – Efeito das doses de silício sobre a densidade de esporos de FMA em *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit. cultivada em solo de mineração de Mn.



O aumento das doses de silício aplicadas ao solo influenciou significativamente o número de esporos, que diminuiu com o aumento das quantidades de Si aplicadas. O excesso

de Si pode ter causado aumento na disponibilidade de Mn no substrato, o que provavelmente afetou a esporulação.

Percebeu-se que a colonização micorrízica teve baixa correlação com a densidade de esporos no solo, resultado que corrobora com o observado por Barea *et al.* (1991), que afirmaram que o número de esporos no solo impacta minimamente o potencial de colonização micorrízicas nas raízes.

Muitos dos estudos que avaliaram a interação silício e micorrizas em plantas sob condições de estresse pela presença de grandes quantidades de Mn não correlacionaram a influência do Si na colonização radicular e na densidade de esporos (YOST; FOX, 1982; NOGUEIRA, 2002). Essa constatação acaba por gerar uma enorme carência de informações para se analisar o comportamento dessas variáveis em conjunto.

De uma forma geral, o que se pode inferir quanto aos resultados obtidos é que o silício influenciou significativamente na densidade de esporos no solo, pois, influenciou negativamente na densidade de esporos na rizosfera de leucena com o aumento das doses do aplicadas.

4.3 Manganês na parte aérea, manganês na raiz e percentual foliar de toxidez por manganês

De acordo com a análise de variância (Tabela 4), observa-se que todos os fatores isolados e suas interações apresentaram efeito significativo para o teor de manganês na parte aérea, manganês na raiz e percentual foliar de toxidez.

Tabela 4 – Análise de variância para as variáveis de manganês na parte aérea (Mn PA), manganês na raiz (Mn R) e percentual foliar de toxidez por Mn (PFT) de *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit. cultivada em solo de mineração de Mn sob inoculação com FMA e doses de silício.

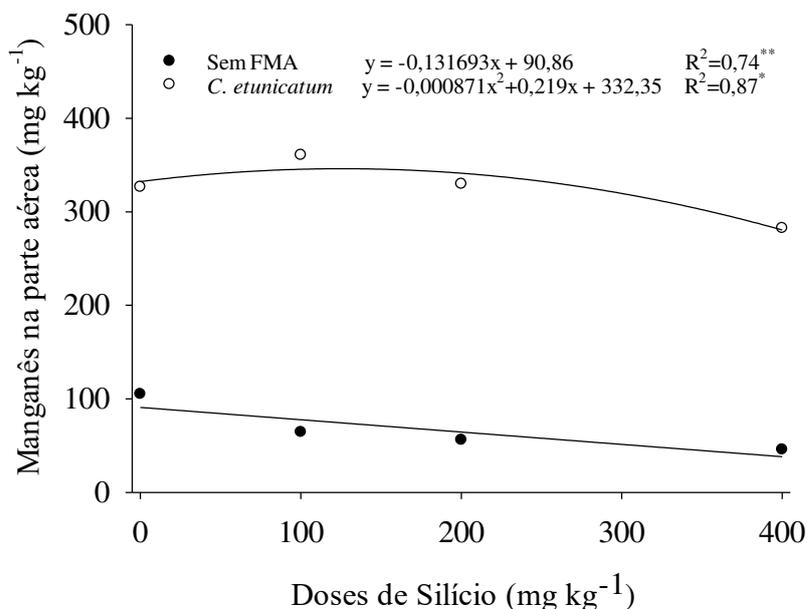
F. V.	G.L.	Quadrados Médios		
		Mn PA	Mn R	PFT
Doses de Silício (A)	3	4513,63**	1845360,52**	1442,06**
FMA (B)	1	529019,26**	5952354,05**	5491,78**
Interação (AxB)	3	2336,72*	147363,28*	650,20**
Erro	24	678,60	45107,49	16,63
Total	31	-	-	-
C.V.%		13,26	12,06	19,34

** e * - Significativos a 1% ($p \leq 0,01$) e a 5% ($P \leq 0,05$) de significância, respectivamente, pelo teste F.

4.3.1 Manganês na parte aérea

Os teores de manganês na parte aérea das plantas inoculadas com FMA apresentaram incremento máximo (346,13 mg kg⁻¹) até a dose estimada de 125,78 mg kg⁻¹ de silício, com tendência de redução a partir deste valor, ajustando-se a um modelo de resposta quadrático. Já o tratamento sem inoculação de FMA (controle) ajustou-se a um modelo de resposta linear decrescente, em função do aumento das doses de silício aplicadas ao solo (Figura 13). Todas as plantas inoculadas com FMA apresentaram teor de Mn na parte aérea mais elevados que as plantas sem FMA (Controle) (Figura 13).

Figura 13 – Efeito da interação entre doses de silício e inoculação com FMA (AxB) sobre o teor de manganês na parte aérea em *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit. cultivada em solo de mineração de Mn.



Todas as plantas inoculadas com FMA apresentaram teores de Mn na parte aérea mais elevados do que as plantas sem inoculação com FMA, resultado que difere da maioria dos estudos encontrados na literatura. Nogueira e Cardoso (2002) explicam que frequentemente a absorção de manganês e suas concentrações nas plantas são menores em plantas micorrizadas. O mesmo já tinha sido afirmado por Marshner e Dell (1994). O resultado para esse estudo, porém, não é indicador de ineficiência para o tratamento com micorrizas, já que essa associação obteve os melhores resultados para todas as variáveis analisadas nesse estudo e que, mesmo tendo sido obtidos elevados teores de Mn na parte aérea, a concentração desse elemento não ultrapassou o nível considerado tóxico as plantas, que variou dentro dos limites de tolerância para o vegetal.

De acordo com Dechen e Nachtigall (2006) em geral os valores de Mn nas plantas considerados adequados para a promoção de crescimento e desenvolvimento dentro da normalidade estão entre 20 e 500 mg Kg⁻¹.

Os FMA, todavia, também podem aumentar a capacidade de algumas plantas de extrair metais do solo, como explicam Khan *et al.* (2000). Nesse caso acontece um aumento da área de absorção da raiz pelo auxílio desses fungos, favorecendo a aquisição de nutrientes pela planta, incluindo os íons metálicos, embora essa maior absorção nem sempre implique em prejuízos. Essa estratégia de fitorremediação é conhecida como fitoextração e baseia-se no acúmulo do contaminante na parte aérea (LOMBI *et al.*, 2001). Entretanto, para que o processo se torne efetivo, torna-se necessário conhecer os padrões de absorção e os limites de tolerância das plantas com esse potencial (BROWN *et al.*, 1995).

Vale salientar, contudo, que a elevada absorção do Mn na parte aérea das plantas inoculadas com FMA por si só não as caracterizam conclusivamente como espécies acumuladoras de Mn, dependendo assim de estudos mais aprofundados. Raskin *et al.* (1997) afirmam que a maioria das espécies tidas como acumuladoras (com um mínimo de 10.000mg kg⁻¹ de Mn na MMSPA) são relativamente de menor porte e possuem uma baixa taxa de crescimento. Atualmente, gramíneas vêm despertando maior interesse sendo vistas com potencial para utilização em programas de fitoextração.

Notou-se nesse trabalho que as plantas micorrizadas foram capazes de absorver elevados teores de Mn na parte aérea sem ter gerado prejuízos ao seu crescimento e desenvolvimento, fator que pode ser atribuído a uma maior tolerância interna das plantas ao metal pesado. A inoculação com FMA tem grande importância para o estabelecimento de plantas em áreas degradadas, tendo em vista sua capacidade em melhorar seu estado nutricional, aumentando sua capacidade de absorção de água e nutrientes (CHRISTIE *et al.*, 2004; VODNIK *et al.*, 2008), além de proporcionarem atenuação da toxidez causada pelo excesso de metais nas plantas (NOGUEIRA; CARDOSO, 2003), além do incremento propiciado na absorção do Si (YOST; FOX, 1982).

Entre os vários benefícios do Si frequentemente se destaca que o elemento diminui ou elimina os efeitos adversos do excesso de metais nas plantas (EPSTEIN, 1994). Nogueira (2002) sugere que o incremento na absorção de silício mediado por FMA pode ser umas das razões da atenuação da toxidez de Mn.

Sabendo-se que a absorção de Mn é pouco regulada pela planta, o que não ocorre para a maioria dos nutrientes, o que pode elevar a concentração de Mn a níveis tóxicos na planta (CLARKSON, 1988). Dessa maneira, pode-se sugerir, a partir dos resultados obtidos

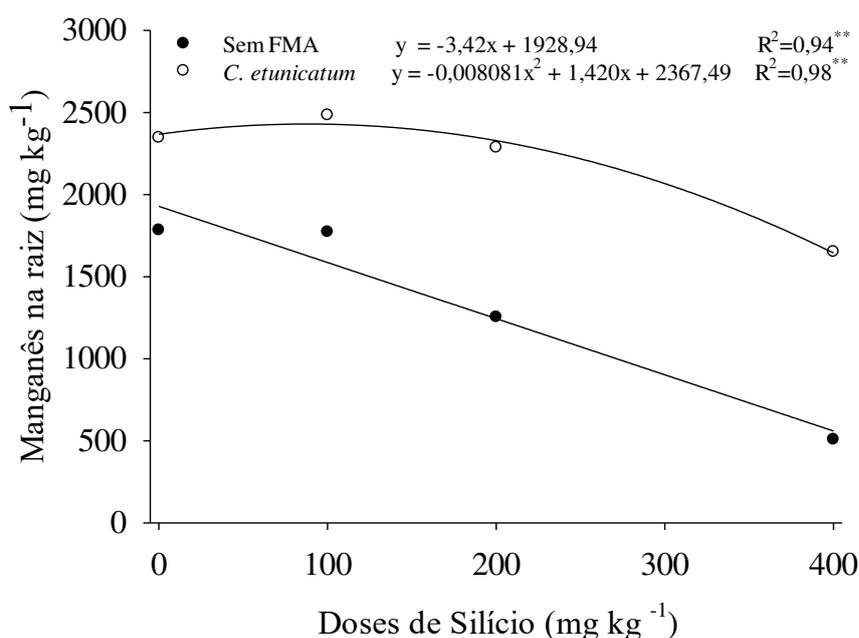
neste trabalho, um papel regulador dos fungos quanto a absorção do Mn e do silício, já que os tratamentos não inoculados não apresentaram níveis tóxicos do elemento nos tecidos, mesmo em um solo contaminado pelo metal pesado.

Assim como os FMA, é possível que o Si aumente a tolerância das plantas ao Mn por diminuir sua absorção (MA; TAKAHANASHI, 1990). Kluthcouski e Nelson (1979) também observaram que a presença do silício reduziu a concentração de Mn nas folhas de soja.

4.3.2 Manganês na raiz

Os teores de Mn nas raízes foram bem mais elevados do que na parte aérea, principalmente nas raízes inoculadas com FMA (Figura 14). A inoculação com FMA proporcionou incremento máximo ($2367,49 \text{ mg kg}^{-1}$) no teor de Mn na raiz até a dose estimada de 88 mg kg^{-1} de silício, com tendência de redução a partir deste valor, ajustando-se a um modelo de resposta quadrático, enquanto que o tratamento sem FMA (controle) ajustou-se a um modelo de resposta linear decrescente, em função do aumento das doses de silício aplicadas ao solo.

Figura 14 – Efeito da interação entre doses de silício e inoculação com FMA (AxB) sobre o teor de manganês na raiz em *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit. cultivada em solo de mineração de Mn.



Inicialmente podemos observar, quando se compara o teor de manganês da parte aérea (Figura 13) com o teor de Mn na raiz, é que na parte radicular das plantas essa concentração foi muito superior, principalmente nas plantas que foram inoculadas com FMA. A elevada concentração do metal nas raízes sugere o papel regulador desses fungos na absorção de Mn. Observou-se também que, conforme foram elevadas as doses de silício, houve tendência a redução do teor de Mn na parte radicular das plantas.

Paim *et al.* (2006), utilizando o silício em combinação com o fósforo, verificaram a diminuição da disponibilidade de metais pesados no solo. Resultado semelhante foi obtido por Liang *et al.* (2007), estudando a ação do Si na imobilização de metais pesados no solo. Uma possível explicação para esse fato é o favorecimento dado pelo silício na elevação do pH da solução do solo, o que possibilita a diminuição da atividade dos elementos tóxicos (SOMMER *et al.*, 2006). Outros autores, porém, contestam tal afirmação e sugerem uma ação direta do silício na imobilização desses metais (BAYLIS *et al.*, 1994; CUNHA; NASCIMENTO, 2009).

De uma maneira geral para ambos os tratamentos (com e sem FMA) os teores mais elevados de Mn foram encontrados nas raízes em comparação com a parte aérea das plantas de leucena, com destaque para as plantas micorrizadas. Esse maior acúmulo de Mn nas raízes pode explicar os menores teores encontrados na parte aérea, podendo caracterizar essa espécie vegetal como uma potencial indicação para uso em programas de fitoestabilização. Santos *et al.* (2007) explicam que a fitoestabilização baseia-se na imobilização dos contaminantes nas raízes e no solo, promovendo uma redução de sua disponibilidade para outros organismos.

González-Chávez *et al.* (2004) também observaram altas concentrações de cobre (Cu) nas raízes das plantas inoculadas com FMA, tendo os autores atribuído tais resultados à produção de glomalina pelas hifas dos fungos, substância eficiente na retenção do contaminante, contribuindo assim para a diminuição da translocação de metais para a parte aérea.

Em relação a ação do Silício, Horst e Marschner (1978) e Shi *et al.* (2005) sugerem que o elemento, assim como os FMA, também pode auxiliar na retenção de metais nas raízes, sendo um fator a mais para a diminuição da translocação de contaminantes para a parte aérea das plantas, embora os mecanismos responsáveis por tal proteção ainda não estejam totalmente esclarecidos (ROGALLA; ROMHELD, 2002).

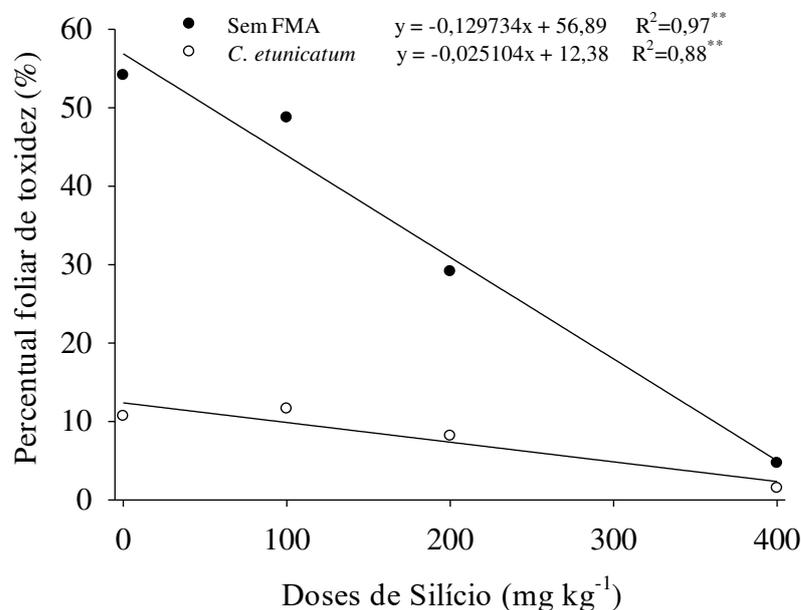
Diversas pesquisas têm demonstrado que plantas colonizadas por FMA são mais tolerantes ao excesso de Mn e capazes até de suprimir sua toxidez através da diminuição de

seus teores na parte aérea (BETHLENFALVAY; FRANSON, 1989; CARDOSO, 1996; NOGUEIRA; CARDOSO, 2000).

4.3.3 Percentual foliar de toxidez (PFT)

O PFT apresentou redução em função da adição das doses crescentes de silício aplicadas no solo em ambos os tratamentos (com e sem FMA), demonstrado pelo modelo de resposta linear decrescente (Figura 15). A inoculação das plantas com FMA (*C. etunicatum*) foi capaz de reduzir de maneira significativa o PFT pela presença de Mn, quando comparado às plantas sem FMA (controle), até a dose de 200 mg kg⁻¹ de silício, enquanto que na máxima dose deste elemento (400 mg kg⁻¹ de silício) não houve diferença no PFT quando se compara as plantas com e sem FMA.

Figura 15 – Efeito da interação entre doses de silício e inoculação com FMA (AxB) sobre o percentual foliar de toxidez de *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit. cultivada em solo de mineração de Mn.



Os tratamentos com inoculação de FMA apresentaram o menor PFT em relação aos tratamentos sem inoculação (Controle), tendo essas diferenças significância estatística favorável aos tratamentos com fungos micorrízicos arbusculares. Ademais, tanto nos tratamentos com e sem inoculação com FMA, as plantas apresentaram um comportamento linear decrescente de resposta para o PFT em função do aumento das doses de silício

aplicadas ao solo. Contudo, é importante frisar que as plantas não inoculadas por FMA, na ausência do Si, foram afetadas de maneira agressiva pela toxidez de Mn, cujos sintomas foliares caracterizam-se por manchas de coloração marrom, clorose e necrose (Figura 16). Houve interação positiva entre silício e fungos micorrízicos arbusculares em relação a essa variável.

Esses resultados podem ter relação parcial com a diminuição do teor de Mn observado na parte aérea das plantas (Figura 13), em decorrência também da interação com o silício. Entretanto, a diminuição do teor de Mn na parte aérea das plantas aparentemente não tem relação com a maior absorção por parte das raízes observadas, já que as concentrações de Mn nas raízes também tiveram tendência a redução com o aumento da suplementação de Si (Figura 14).

A diminuição do PFT nessas plantas pode estar associada com a redução da disponibilidade desse metal no solo e conseqüente menor absorção do metal. Alguns autores reconhecem a ação do Si na imobilização de metais pesados no solo (LIANG *et al.*, 2007). Sommer *et al.* (2006) explicam que o efeito do silício no solo ocasiona a conversão dos elementos contaminantes de uma fração solúvel para uma fração insolúvel, gerando menor disponibilidade. Outro efeito seria o favorecimento dado ao aumento do pH do solo, resultando na diminuição da atividade desses elementos tóxicos.

Analisando especialmente a ação dos FMA, alguns trabalhos obtiveram resultados similares aos encontrados neste estudo. Schneider (2011) também utilizando leucena inoculada com FMA cultivada com doses crescentes de arsênio no solo também observou diminuição nos sintomas de toxidez foliares nessas plantas. Garcia *et al.* (2017b) em seu estudo sobre atenuação da toxidez foliar em leguminosas micorrizadas sob níveis crescentes de Mn no solo também evidenciou o efeito dos FMA nativos (*C. etunicatum* e *A. scrobiculata*) em proporcionar a atenuação da toxidez foliar produzida por Mn em leucena.

A interação das doses de silício com FMA, para a variável PFT, foi muito promissora desde a menor até a maior dose de silício aplicada. Podemos afirmar com isso que a associação de *C. etunicatum* com *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit., em adição conjunta com silício, atenua de forma significativa os sintomas foliares de toxidez causados pelo excesso de Mn.

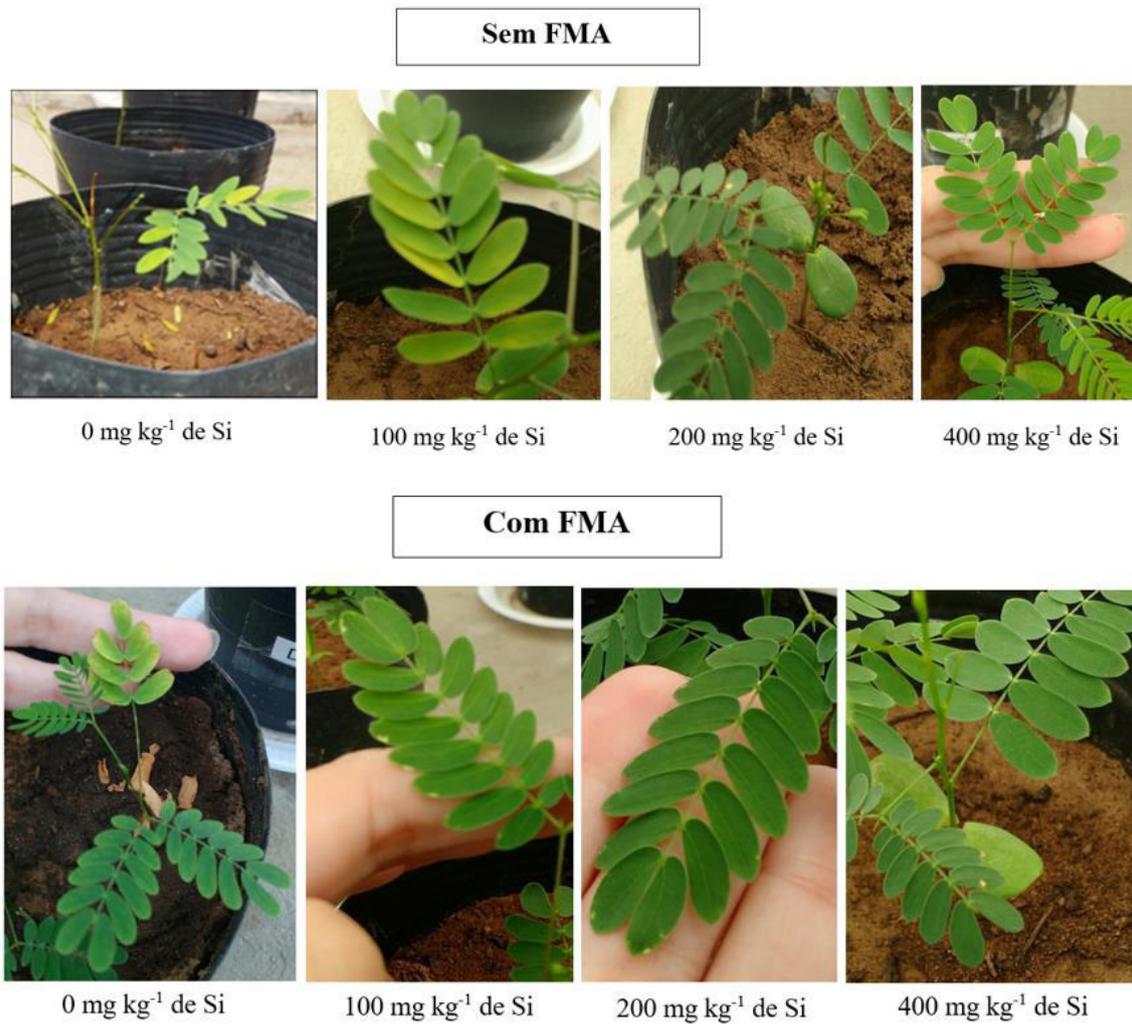
É fato notório que diversos autores já tenham demonstrado que plantas colonizadas por FMA são mais tolerantes ao excesso de Mn, podendo também suprimir sua toxidez (BETHLENFALVAY; FRANSON, 1989; CARDOSO, 1996; NOGUEIRA; CARDOSO, 2000). Contudo a interação com o silício na atenuação da toxidez de metais

pesados em plantas só tem sido relatada mais recentemente em trabalhos como o de Garg e Sing (2017), esses autores, trabalhando com feijão, observaram os efeitos individuais da ação do silício e de FMA, assim como a interação dos fatores na atenuação dos estresses causados por cádmio (Cd) e zinco (Zn) nessas plantas. Segundo esses autores, os resultados obtidos permitem inferir que a aplicação combinada (silício e micorrizas) proporciona maximização dos efeitos positivos e que eles ocorrem devido ao aumento na absorção do silício favorecida por ação desses fungos, resultando em uma maior tolerância das plantas aos metais.

Horst e Marschner (1978) analisando especialmente a ação do silício na amenização da toxidez por metais em plantas observaram uma menor concentração do contaminante nas folhas, assim como não visualizaram sintomas típicos da toxidez causada pelo excesso de Mn (necroses ou pontuações de coloração marrom), os autores concluíram que tais efeitos foram obtidos pela diminuição do transporte de Mn pelas raízes e parte aérea, como também por sua distribuição mais homogênea. Outros autores explicam que o silício pode agir ao formar complexos com o metal pelo qual são translocados para vacúolos e acumulados sob formas ainda não conhecida (NEUMAN; ZUR NIEDEN, 2001).

Contudo, no presente estudo não é pertinente afirmar quais os mecanismos responsáveis por esse efeito, uma vez que não foram realizadas determinações que pudessem avaliar o papel do Si e sua possível relação com a absorção de Mn, assim como também não foi determinado o teor de Mn presente no solo ao final do experimento.

Figura 16 - Sintomas de toxidez em mudas de leucena (*Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit.) na fase inicial de desenvolvimento.



5 CONCLUSÕES

A associação de leucena com a espécie de fungo *C. etunicatum* induz um melhor desenvolvimento das plantas cultivadas em solo com altas concentrações de manganês.

As plantas micorrizadas, independentemente da dose de Si aplicada, apresentam bom desenvolvimento e evidência de atenuação da toxidez por manganês.

A interação silício e micorrizas arbusculares maximiza a atenuação dos sintomas de toxidez em leucena cultivada em solo com excesso de manganês.

Altos teores de Mn observados nas raízes de leucena reforçam o potencial da espécie vegetal para utilização em estratégias de fitoestabilização de áreas degradadas pela mineração de Mn.

Mais estudos são necessários para se compreender melhor o efeito da interação Si e FMA na atenuação da toxidez de metais pesados nas plantas.

REFERÊNCIAS

- ABDALLA, M. M. Beneficial effects of diatomite on growth, the biochemical contents and polymorphic DNA in *Lupinus albus* plants grown under water stress. *Agriculture and Biology Journal of North America*, v. 2, p. 207-220, 2011.
- ACCIOLY, A. M. A.; SIQUEIRA, J. O. Contaminação química e biorremediação do solo. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V.; V. H.; SCHAEFER, C. E. G. R. **Tópicos em Ciências do Solo**, Viçosa, v. 1, p. 299-351, 2000.
- AFEK, U. et al. Mycorrhizal inoculum influence colonization of cotton, onion and pepper seedlings. *Journal of the American Society for Horticultural Science*, v. 115, n. 6, p. 938-942, 1990.
- AGARIE, S. et al. Effects of silicone on tolerance to water deficit and heat stress in rice plants (*Oryza sativa L.*), monitored by electrolyte leakage. *Plant Production Science*, v. 1, p. 96-103, 1998.
- ANDRADE, S. A. L. et al. Zn uptake, physiological response and stress attenuation in mycorrhizal jack bean growing in soil with increasing Zn concentrations. *Chemosphere*, v. 75, p. 1363-1370, 2009.
- ANTUNES, C. S. **Efeitos do silício contra alagarta-chave e seus inimigos naturais em milho e girassol**. 2009. Dissertação (Mestrado em Agronomia/Entomologia) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2009.
- ARINES, J.; PORTO, M. E.; VILARIÑO, A. Effect of manganese on vesicular-arbuscular mycorrhizal development in red clover plants and on soil Mn-oxidizing bacteria. *Mycorrhiza*, Berlin, v. 1, p. 127-131, 1992.
- BAREA, J.M.; AZCÓN-AGUILAR, C.; OCAMPO, J.A. & AZCÓN, R. Morfología, anatomía y citología de las micorrizas vesículo-arbusculares. In: BAREA, J.M. & LIVARES, J., eds. **Fijación y movilización biológica de nutrientes**, Madrid, 1991.
- BAYLIS, A. D.; GRAGOPOULOU, C.; DAVIDSON, K. J.; BIRCHALL, J. D. Effects of silicone on the toxicity of aluminium to soybean. *Communications in soil science and plant analysis*. v. 25, p. 537-546. 1994.
- BEDINI, S. et al. Changes in soil aggregation and glomalin-related soil protein content as affected by the arbuscular mycorrhizal fungal species *Glomus mosseae* and *Glomus intraradices*. *Soil Biology & Biochemistry*, v. 41, p. 1491-1496, 2009.
- BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do Solo**, 7.ed. São Paulo: Editora Ícone, 2008. 355p.
- BETHLENFALVAY, G. J.; FRANSON, R. L. Manganese toxicity alleviated by mycorrhizae in soybean. *Journal of Plant Nutrition*, v. 12, n. 8, p. 953-970, 1989.
- BETHLENFALVAY, G. J.; LINDERMAN, R. G. **Mycorrhizae in sustainable agriculture**.

Madison: American Society of Agronomy, 1992.

BRANCHES, A. M. B.; RODRIGUES, V. M. Análise da fitorremediação como método de recuperação de áreas degradadas pela mineração. *In: CONGRESSO BRASILEIRO DE MINA A CÉU ABERTO*, 6., 2010, Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte: VI Congresso Brasileiro de Mina a Céu Aberto, 2010.

BRANDON, N. J.; SHELTON, H. M. Factors affecting the early growth of *Leucaena leucocephala*. **Australian Journal of Experimental Agriculture**, v. 37, p. 27-34, 1997.

BRASIL. Instrução normativa n° 21, de 16 de abril de 2008. Disponível em: <www.tinyurl.com/27klgt5> Acesso em: 03 mai. 2018.

BROCKMEYER, R. E. JR.; REY, J. R.; VIRNSTEIN, R. W; GILMORE, R. G. & ERNEST, L. Rehabilitation of impounded estuarine wetlands by hydrologic reconnection to the Indian River Lagoon, Florida (USA). **Wetlands Ecology and Management**, vol. 4, n.2, p.93-109, 1997.

BROWN, S. L.; CHANEY, R. L.; ANGLE, J. S.; BAKER, A. J. M. Zinc and cadmium uptake by hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* grown in nutrient solution. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 59, p. 125–133, 1995.

CAMARGO, M.S.; KORNDÖRFER, G.H.; WYLER, P. Silicate fertilization of sugarcane cultivated in tropical soils. **Field Crops Research**, v. 89, n. 167, p. 64–75, 2014.

CAMPELLO, E. F. C. Sucessão vegetal na recuperação de áreas degradadas. *In: DIAS, L. E.; MELLO, J. W. V. (Ed). Recuperação de áreas degradadas*. Viçosa, MG: Universidade Federal de Viçosa / Sociedade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas, p.183-196, 1998.

CARDOSO, E. J. B. N. Interaction of mycorrhiza, phosphate and manganese in soybean. *In: AZCÓN-AGUILAR, C. & BAREA, J. M., eds. Mycorrhizas in integrated systems: from genes to plant development. In: EUROPEAN SYMPOSIUM ON MYCORRHIZAS*, 4., Granada, 1994. Proceedings Luxemburg European Commission Report, 1996. p. 304-306.

CARDOSO, E. J. B. N.; NAVARRO, R. B.; NOGUEIRA, M.A. Absorção e translocação de manganês por plantas de soja micorrizadas, sob doses crescentes deste nutriente. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 27, n. 3, p. 415-423, 2003.

CASTRO, G. S. A. **Alterações físicas e químicas do solo em função do sistema de produção e da aplicação superficial de silicato e calcário**. 2009. Dissertação (Mestrado em Agronomia (Agricultura) – Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Botucatu, 2009.

CHEN, B. D. et al. The role of arbuscular mycorrhiza in zinc uptake by red clover growing in a calcareous soil spiked with various quantities of zinc. **Chemosphere**, v. 50, p. 839-846, 2003.

CHEN, Z. et al. Proteomic analysis reveals growth inhibition of soybean roots by manganese toxicity in associated with alteration of cell wall structure and lignification. **Journal of**

Proteomices, v. 143, p. 151-160, 2016.

CHRISTIE, P.; XIAOLIN, L.; BAODONG, C. Arbuscular mycorrhiza can depress translocation of zinc to shoots of host plants in soil moderately polluted with zinc. **Plant and Soil**, v. 261, v. 1, p. 209-217, 2004.

CIPRIANI, H. N. **Respostas morfofisiológicas de plantas de *Acacia mangium* Willd. e *Mimosa caesalpiniaefolia* Benth., inoculadas com rizóbio e micorriza arbuscular, sob efeito de arsênio**. 2011. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2011.

CLARKSON, D.T. The uptake and translocation of manganese by plant roots. *In*: GRAHAM, R.D.; HANNAM, R.J. & UREN, N.C., eds. **Manganese in soils and plants**. Dordrecht, Kluwer Academic Publishers, 1988.

COSTA, G. S.; FRANCO, A. A.; DAMASCENO, R. N.; FARIA, S. M. Aporte de nutrientes pela serapilheira em uma área degradada e revegetada com leguminosas arbóreas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, n. 5, p. 919-927, 2004.

COSTA, J. N. M. N.; DURIGAN, G.; *Leucaena leucocephala* (Lam) de Wit (Fabaceae): Invasora ou ruderal?. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 34, n. 5, p. 825-833, 2010.

CUNHA, K. P. V.; NASCIMENTO, C. W. A. Silicon Effects on Metal Tolerance and Structural Changes in Maize (*Zea mays* L.) Grown on a Cadmium and Zinc Enriched Soil. **Water, Air and Soil Pollution**. v.197. 2009.

CUNNINGHAM, S. D.; ANDERSON, T.A.; SCHWAB, A. P.; HSU, F. Phytoremediation of Soils Contaminated with Organic Pollutants. **Advances in Agronomy**, v.56, p.55-114, 1996.

DECHEN, A. R.; NACHTIGALL, G. R. Micronutrientes. *In*: FERNANDES, M. S. (Ed.). **Nutrição mineral de plantas**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciências do Solo, 2006. p. 327-354.

DEL VAL, C.; BAREA, J. M.; AGUILAR, C. A. Assessing the tolerance to heavy metals of arbuscular mycorrhizal fungi isolated from sewage sludge-contaminated soils. **Applied Soil Ecology**, v. 11, p. 261-269, 1999.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE PRODUÇÃO MINERAL – DNPM. **Anuário mineral brasileiro**. Brasília, 2016. Disponível em: <<http://www.dnpm.gov.br/dnpm/publicacoes/serie-estatisticas-e-economia-mineral/anuario-mineral/anuario-mineral-brasileiro/anuario-mineral-brasileiro-2016-metalicos>> Acesso em: 12 mar. 2018.

DEPARTAMENTO NACIONAL DE PRODUÇÃO MINERAL – DNPM. **Sumário mineral**. Brasília, 2015. Disponível em: <<http://www.dnpm.gov.br/dnpm/sumarios/sumario-mineral-2015>> Acesso em: 12 mar. 2018.

DIAS, L. E. et al. Growth of seedlings of pigeon pea (*Canajus cajan* (L.) Millsp), wand riverhemp (*Sesbania virgata* (Cav.) pers.0, and lead tree (*Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit) in an arsenic-contaminated soil. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, 34:975-983, 2010.

DONCHEVA, S. et al. Silicon amelioration of manganese toxicity in Mn-sensitive and Mn-tolerant maize varieties. **Environmental and Experimental Botany**, v.65, n. 3, p.189-197, 2009.

DRUMOND, M. A.; LIMA, A. Q.; LIMA, P. C. F. Comportamento silvicultural de algumas espécies arbóreas na bacia de rejeitos da Mineração Caraíba. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 3., 1997, Ouro Preto. **Anais....** Viçosa, MG: Universidade Federal de Viçosa, 1997. p.403-406.

DRUMOND, M. A. et al. Documentação fotográfica do desempenho silvicultural de espécies arbóreas na recuperação de áreas degradadas pela deposição de rejeitos finos da mineração de cobre. In: SIMPÓSIO DE MUDANÇAS CLIMÁTICAS E DESERTIFICAÇÃO NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO, 3., 2011, Juazeiro. **Anais...** Petrolina, PE: Embrapa Semiárido, 2011. Disponível em: <<https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/49796/1/Drumond.pdf>> Acesso em: 09 abr. 2018.

DRUMOND, M. A.; RIBASKI, J. **Leucena (*Leucaena leucocephala*):** leguminosa de uso múltiplo para o semiárido brasileiro. Petrolina: Embrapa Semiárido, 2010. 8p. (Embrapa Semiárido, Comunicado Técnico, n. 142).

DUTRA, G. C.; BOTELHO, S. A.; FERREIRA, C. A. G.; DAVIDE, A. C. Avaliação do crescimento de espécies arbóreas plantadas em duas estratégias de recuperação de áreas degradadas pela mineração. In: SIMPÓSIO NACIONAL SOBRE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS “ÁGUA E BIODIVERSIDADE”, 5., 2002, Belo Horizonte. **Anais...** SOBRADE, 2002. p. 331-333.

EPSTEIN, E. Silicon. **Annual Review in Plant Physiology and Plant Molecular Biology**, v.50, p.641-664, 1999.

EPSTEIN, E. The anomaly of silicone in plant biology. **Proceedings of the National Academy of Sciences USA**, v. 91, p. 11-17, 1994.

EPSTEIN, E.; BLOOM, A.J. **Mineral nutrition of plants: principles and perspectives.** Sunderland. Sinauer Associates, 2005. 400p.

FARIA, R. **Efeito da acumulação de silício e a tolerância das plantas de arroz do sequeiro ao déficit hídrico do solo.** 2000. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2000.

FERNANDES, F. R.; ALAMINO, R. C. J.; ARAUJO, E. R. **Recursos minerais e comunidade:** impactos humanos, socioambientais e econômicos. Rio de Janeiro: CETEM/MCTI, 2014. 379p.

FERREIRA, D. F. Análises estatísticas por meio do SISVAR para Windows versão 4.0. In: REUNIÃO ANUAL DA REGIÃO BRASILEIRA DA SOCIEDADE INTERNACIONAL DE BIOMETRIA (RBRAS), 45., 2000, São Carlos, SP. **Anais...** São Carlos: UFSCar, 2000. p. 255-258.

FORMENTINI, E. A. **Cartilha sobre adubação verde e compostagem.** Vitória: Instituto

Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural, 2008.

FOY, C. D. Physiological effects of hydrogen, aluminium, and manganese toxicities in acid soils. *In: ADAMS, F. (Ed). Soil acidity and liming*. 2.ed. Madison: American Society of Agronomy, p.57-97, 1984.

FOY, C. D.; CHANEY, R. L.; WHITE, M. C. The physiology of metal toxicity in plants. **Annual Review of Plant Physiology**, v.29, p.511-566, 1978.

FRICK, C. M.; FARRELL, R. E. & GERMIDA, J. J. **Petroleum Technology Alliance of Canada (PTAC)**. Calgary: AB, 1999. 88p.

GALLI, U.; SCHÜEPP, H.; BRUNOLD, C. Heavy metal binding by mycorrhizal fungi. **Physiologia Plantarum**, v. 92, n. 2, p. 364-368, 1994.

GARCIA, K. G. V. **Desenvolvimento de *Mimosa caesalpiniaefolia* Benth colonizada com micorrizas arbusculares em solos degradados por mineração de Mn**. 2015. 67 f. Dissertação (Mestrado) – Curso de Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas. Departamento de Ciências do Solo. Universidade Federal do Ceará. Fortaleza, 2015.

GARCIA, K. G. V.; GOMES, V. F. F.; ALMEIDA, A. M. M.; MENDES FILHO, P. F.; Micorrizas arbusculares no crescimento de mudas de sabiá em um substrato proveniente da mineração de manganês. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 11, n. 2, p. 15-20, 2016.

GARCIA, K. G. V. et al. Atenuação da toxidez foliar em leguminosas micorrizadas sob níveis crescentes de manganês no solo. *In: CONGRESSO BRASILEIRO DE AGRONOMIA*, 30., 2017b, Fortaleza. **Anais...** Fortaleza: XXX CBA, 2017.

GARCIA, K. G. V. et al. 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**, [S.l.], v. 60, n. 3, p. 247-255, 2017a.

GARG, N.; BHANDARI, P. Silicon nutrition and mycorrhizal inoculations improve growth, nutrient status, K⁺/Na⁺ ratio and yield of *Cicer arietinum* L. genotypes under salinity stress. **Plant Growth Regulation**, v. 78, n. 3, p. 371–387, 2016.

GARG, N.; SINGH, S. Arbuscular Mycorrhiza *Rhizopagus irregulares* and Silicon Modulate Growth, Proline Biosynthesis and Yield in *Cajanus cajan* L. Millsp. (pigeonpea) Genotypes Under Cadmium and Zinc Stress. **Journal of Plant Growth Regulation**, v. 37, p. 46-63, 2017.

GAUR, A.; ADHOLEYA, A. Prospects of arbuscular mycorrhizal fungi in phytoremediation of heavy metal contaminated soils. **Current Science**, v. 86, p. 528-534, 2004.

GERDEMANN, J. W.; NICHOLSON, T. H. Spores of mycorrhizal Endogene species extracted from soil by wet sieving and decanting. **Transactions of the British Mycological Society**, v. 46, n. 2, p. 235-244, 1963.

GOMES, F. B.; MORAES, J. C.; SANTOS, C. D.; ANTUNES, C. S. Uso de silício como indutor de resistência em batata a *Myzus persicae* (Sulzer) (Hemiptera: Aphididae). **Neotropical Entomology**, v. 37, p. 185-190, 2008.

GONZÁLEZ-CHÁVEZ, C. Copper sorption and accumulation by the extraradical mycelium of different *Glomus* spp. (arbuscular mycorrhizal fungi) isolated from the same polluted soil. **Plant and Soil**, v. 240, n. 2, p. 287-297, 2002.

GONZÁLEZ-CHÁVEZ, M. C.; CARRILLO-GONZÁLEZ, R.; WRIGTH, S. F.; NICHOLS, K. A. The role of glomalin, a protein produced by arbuscular mycorrhizal fungi, in sequestering potentially toxic elements. **Environmental Pollution**, v. 130, n. 3, p. 317-323, 2004.

GRAHAM, J. H.; LINDERMAN, R. G.; MENGE, J. A. Development of external hyphae by different isolates of mycorrhizal *Glomus* spp. in relation to root colonization and growth of tangerine. **New Phytologist**, v. 91, p. 183-189, 1982.

GRAHAM, J.; LEONARD, R.; MENGE, J. A. Membrane mediated decrease in root exudation responsible for phosphorus-inhibition of vesicular-arbuscular mycorrhiza formation. **Plant physiology**, v.68, p.648-652, 1981.

GU, H-H. et al. Mitigation effects of silicon rich amendments on heavy metal accumulation in rice (*Oryza sativa* L.) planted on multimetal contaminated acidic soil. **Chemosphere**, v.83, n. 4, p.1234-1240, 2011.

GUNES, A.; INAL, A.; BAGCI, E. G.; COBAN, S. Silicon mediated changes on some physiological and enzymatic parameters symptomatic of oxidative stress in barley grown in sodic-B toxic soil. **Journal of Plant Physiology**, v.164, n. 8, p.807-811, 2007.

GUO, Y.; GEORGE, E.; MARSCHNER, H. Contribution of an arbuscular mycorrhizal fungus to the uptake of cadmium and nickel in bean and maize plants. **Plant and Soil**, v. 184, n. 2, p. 195-205, 1996.

HABTE M.; MANJUNATH, A. Soil solution phosphorus status and mycorrhizal dependency in *Leucaena leucocephala*. **Applied Environmental Microbiology**, v.53, p.797-801, 1987.

HAMMER E. C. et al. Elemental composition of arbuscular mycorrhizal fungi at high salinity. **Mycorrhiza**, v. 21, p. 117-129, 2011.

HORST, W. J.; MARSCHNER, H. The effect of silicon on manganese tolerance of bean plants (*Phaseolus vulgaris* L.). **Plant and Soil**, v. 50, p. 287-303, 1978.

INSTITUTO BRASILEIRO DE MINERAÇÃO. **Gestão para a sustentabilidade na mineração**: 20 anos de história. 1ed. Brasília: IBRAM, 2013.

JANKONG, P.; VISOOTTIVISETH, P. Effects of arbuscular mycorrhizal inoculation on plants growing on arsenic contaminated soil. **Chemosphere**, v. 72, p. 1092-1097, 2008.

KARLDORF, M. et al. Selective element deposits in maize colonized by a heavy metal tolerance conferring arbuscular mycorrhizal fungus. **Journal of Plant Physiology**, v. 154, n.

5-6, p. 718-728, 1999.

KHAN, A. G. et al. Role of plants, mycorrhizae and phytochelatons in heavy metal contaminated land remediation. **Chemosphere**, v.21, p.197-207, 2000.

KLAUBERG-FILHO, O.; SIQUEIRA, J.O.; MOREIRA, F.M.S. Fungos micorrízicos arbusculares em solos de área poluída com metais pesados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.26, p.125-134, 2002.

KLUTHCOUSKI, J.; NELSON, L. E. Variations in the manganese concentrations in soybean trifoliates. **Communication in Soil Science and Plant Analysis**, v.10, p.1299-1310, 1979.

KORNDÖRFER, G. H.; OLIVEIRA, L. A. Uso do Silício em Culturas Comerciais. *In*: SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE SILÍCIO NA AGRICULTURA, 5., 2010, Viçosa. **Anais...** Viçosa, MG: UFV, DFP, 2010. p. 3-25.

KOTHARI, S. K.; MARSCHNER, H.; RÖMHELD, V. Effect of a vesicular-arbuscular mycorrhizal fungus and rhizosphere micro-organisms on manganese reduction in the rhizosphere and manganese concentrations in maize (*Zea mays* L.). **New Phytologist**, Cambridge, Inglaterra, v. 117, p. 649-655, 1991.

LAMEGO, F. P.; VIDAL, R. A. Fitorremediação: Plantas como agentes de despoluição – **Pesticidas: r. ecotoxicol. e meio ambiente**. v.17, p. 9-18, 2007.

LASAT, M. M. Phytoextraction of toxic metals: a review of biological mechanisms. **Journal of Environmental Quality**, v. 31, p. 109-120, 2002.

LI, S. et al. Demonstrating a link between nutrient use and water management to improve crop yields and nutrient use efficiency in arid Northwest China. **Better Crops with Plant Food**, v. 95, n. 50, p. 20–22, 2011.

LI, X.L.; GEORGE, E.; MARSCHNER, H. Extension of the phosphorus depletion zone in VA-mycorrhizal white clover in a calcareous soil. **Plant Soil**, v. 136, p. 41-48, 1991.

LIANG, Y. C. et al. Importance of plant species and external silicone concentration to active silicone uptake and transport. **New Phytologist**, v. 172, p. 63-72, 2006.

LIANG, Y. C.; SUN, W.; ZHU, Y. G.; CHRISTIE, P. Mechanisms of silicon-mediated alleviation of abiotic stresses in higher plants: a review. **Environmental Pollution**, v. 147, n. 5, p. 422–428, 2007.

LIMA, M. A.; CASTRO, V. F.; VIDAL, J. B.; ENÉAS-FILHO, J. Aplicação de silício em milho e feijão-de-corda sob estresse salino. **Revista Ciência Agronômica**, v. 42, n. 2, p. 398-403, 2011.

LINS, C. E. L.; MAIA, L. C.; CAVALCANTE, U. M. T.; SAMPAIO, V. S. B. Efeito de fungos micorrízicos arbusculares no crescimento de mudas de *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit. em solos de caatinga sob impacto de mineração de cobre. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 31, n. 2, p. 355-363, 2007.

LINS, C. E. L. et al. Growth of mycorrhized seedlings of *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit. In a copper contaminated soil. **Applied Soil Ecology**, v.31, p.181-185, 2006.

LOGAN, T. J. Reclamation of Chemically Degraded Soil. *In*: LAL R.; STEWART, B. A. (eds) **Soil Restoration. Advances in Soil Science**, v. 17. New York: Springer, 1992.

LOMBI, E.; ZHAO, F. J.; DUNHAM, S. J.; McGRATH, S. P. Phytoremediation of heavy metal-contaminated soils: Natural hyperaccumulation *versus* chemically enhanced phytoextraction. **Journal of Environmental Quality**, v. 30, p. 1919-1926., 2001.

MA, J. F.; TAKAHASHI, E. **Soil, Fertilizer, and Plant Silicon Research in Japan**. 1ed. Elsevier Science, 2002. 294 p.

MA, J. F.; YAMAJI, N. Silicon uptake and accumulation in higher plants. **Trends in Plant Science**, v. 11, p. 392-397, 2006.

MA, J.; TAKAHASHI, E. Effect of silicon on the growth and phosphorus uptake of rice. **Plant and Soil**, v.126, n.1, p.115-119, 1990.

MA, J.F. Role of silicon in enhancing the resistance of plants to biotic and abiotic stresses. **Soil Science and Plant Nutrition**, v. 50, p. 11-18, 2004.

MA, J.F.; MIYAKE, Y.; TAKAHASHI, E. Silicon as a beneficial element for crop plants, *In*: DATNOFLF, L.E.; SNYDER, G.H.; KORNDÖRFER, G.H. (Eds). **Silicon in Agriculture**. The Netherland, Elsevier Science, p.17-39. 2001.

MA, Y.; DICKINSON, N. M.; WONG, M. H. Beneficial effects of earthworms and arbuscular mycorrhizal fungi on establishment of leguminous trees on Pb/Zn mine tailings. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 38, p.1403-1412, 2006.

MADALÃO, J. C. et al. Seleção de espécies tolerantes ao herbicida sulfentrazone com potencial para a fitorremediação de solos contaminados. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 33, n. 6, p. 2199-2214, 2012.

MALAVOLTA, E. **Manual de nutrição mineral de plantas**. Piracicaba: Editora Ceres, 2006. 631p.

MARSCHNER, H. **Mineral nutrition of higher plants**. 2.ed. London: Academic Press, 1995. 889p.

MARSCHNER, H.; DELL, B. Nutrient uptake in mycorrhizal symbiosis. **Plant and Soil**, v. 159, p. 89-102, 1994.

MAUREL, C. et al. Aquaporins in Plants. **Physiological Reviews**, v. 95, p. 1321–1358, 2015.

MCGONIGLE, T. P. et al. A new method which gives an objective measure of colonization of roots by vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi. **New Phytologist**, v. 115, n. 3, p. 495-501, 1990.

MEHARG, A. A. The mechanistic basis of interactions between mycorrhizal associations and

toxic metal cations. **Mycological Research**, v. 107, n. 11, p. 1253-1265, 2003.

MELLONI, R.; SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. S. Fungos micorrízicos arbusculares em solos de área de mineração de bauxita em reabilitação. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 38, p. 267-276, 2003.

MENDES FILHO, P. F. et al. Evaluating the Potential of Forest Species Under “Microbial Management” for the Restoration of Degraded Mining Areas. **Water Air Soil Pollution**. v. 208, p. 79–89, 2010.

MENDES, M. M. C. et al. Crescimento de mudas de *Leucaena leucocephala* inoculada com *Bradyrhizobium* e fungos micorrízicos arbusculares em neossolo litólico. **Anais da academia Pernambucana de Ciência Agrônômica**, Recife, v. 10, p. 308-316, 2013.

MENEGALE, M. L. C.; CASTRO, G. S. A.; MANCUSO, M. A. C.; Silício: interação com o sistema solo-planta. **Journal of Agronomic Sciences**, Umuarama, v. 4, p.435-454, 2015.

MINISTÉRIO DE MINAS E ENERGIA – MME. Relatório técnico 19: **Perfil da mineração de Manganês**. Brasília, 2009. Disponível em:
<http://www.mme.gov.br/documents/1138775/1256650/P11_RT19_Perfil_da_mineraxo_de_manganxs.pdf/190c1abf-3223-4c19-9dfb-b267d06742c6> Acesso em: 28 mar. 2018.

MIYAKE, Y.; TAKAHASHI, E. Effect of silicon on the growth of soybean plants in a solution culture. **Soil Science Plant Nutrition**, Tokyo, v. 31, p. 625-636, 1985.

MONTAGNINI, E. M.; SANCHO, F. Impacts of native trees on tropical soils: a study in the Atlantic lowlands of Costa Rica, Central America. **Ambio**, v. 19, p. 386-390, 1990.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. 2.ed. Lavras: Universidade Federal de Lavras, 2006. 729p.

MUNIER-LAMY, C. et al. Selenium bioavailability and uptake as affected by four different plants in a loamy clay soil with particular attention to mycorrhizae inoculated ryegrass. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 97, p. 148-158, 2007.

MUNIZ, D. H. F.; OLIVEIRA-FILHO, E. C. Metais pesados provenientes de rejeitos de mineração e seus efeitos sobre a saúde e o meio ambiente. **Revista Universitas: Ciências da Saúde**, v. 4, n. 1, p. 83-100, 2006.

MUTHUKUMAR, T.; UDAIYAN, K. The role of seed reserves in arbuscular mycorrhizal formation and growth of *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit. and *Zea mays* L. **Mycorrhiza**, v. 9, p. 323-330, 2000.

NEUMANN, D.; ZUR NIEDEN, U. Silicon and heavy metal tolerance of higher plants. **Phytochemistry**, v. 56, p. 685-692, 2001.

NOGUEIRA, M. A. **Interações entre micorriza arbuscular, rizobactérias, fósforo e silício na manifestação da toxidez de manganês em soja**. 2002. 195 f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002.

NOGUEIRA, M. A.; CARDOSO, E. J. B. N. Interações microbianas na disponibilidade e absorção de manganês por soja. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 37, n. 11, p. 1605-1612, 2002.

NOGUEIRA, M. A.; CARDOSO, E. J. B. N. Mycorrhizal effectiveness and manganese toxicity in soybean as affected by soil type and endophyte. **Scientia Agricola**, v. 60, n. 2, p. 329-335, 2003.

NOGUEIRA, M.A.; CARDOSO, E. J. B. N. Colonização radicular e produção de micélio externo por duas espécies de fungos micorrízicos arbusculares em soja. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 24, p. 329-338, 2000.

NOGUEIRA, N. O.; OLIVEIRA, O. M.; MARTINS, C. A. S.; BERNARDES, C. O. Utilização de leguminosas para recuperação de áreas degradadas. **ENCICLOPÉDIA BIOSFERA, Centro Científico Conhecer** – Goiânia, v.8, n.14; p. 2121- 2131. 2012.

Disponível em:

<<http://www.conhecer.org.br/enciclop/2012a/ambientais/utilizacao%20de%20leguminosas.pdf>> Acesso em: 09 abr. 2018.

NUNES, J. L. S.; SOUZA, P. V. D.; MARODIN, G. A. B.; FACHINELLO, J. C. Inoculação de fungos micorrízicos arbusculares em porta-enxerto de pessegueiro cv Okinawa. **Revista Brasileira de Fruticultura**, v. 30, p. 1100-1106, 2008.

OLIVEIRA, D. L.; ROCHA, C.; MOREIRA, P. C.; MOREIRA, S. O. L.; **Plantas nativas do Cerrado: uma alternativa para fitorremediação**. Estudos 36 (11/12): p. 1141-1159, 2009.

OLIVEIRA, D. M. et al. **Fitorremediação: o estado da arte**. Rio de Janeiro: CETEM/MCT, 2006. 49 p.

OLIVEIRA, L. A.; GUITTON, L. T.; MOREIRA, F. W. Relações entre as colonizações por fungos micorrízicos arbusculares e teores de nutrientes foliares em oito espécies florestais da Amazônia. **Acta Amazonica**, v. 29, p. 183-193, 1999.

PAIM, L. A.; CARVALHO, R.; ABREU, C. M. P.; GUERREIRO, M. C. Estudo dos efeitos do silício e do fósforo na redução da disponibilidade de metais pesados em área de mineração. **Química Nova**, v. 29, p. 28-33, 2006.

PARROTA, J. A. **Leucaena leucocephala (Lam) de Wit. Leucaena, tantan**. New Orleans: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Forest Experiment Station. 1992. 8p.

PHILLIPS, J. M.; HAYMAN, D. S. Improved procedures for clearing roots and staining parasitic and vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi for rapid assessment of infection. **Transactions of the British Mycological Society**, v. 55, n. 1, 158-161, 1970.

PIRES, F. R. et al. Seleção de plantas com potencial de fitorremediação de Tebuthionon. **Planta Daninha**. v. 21, n. 3, 2003.

POSTA, K.; MARSCHNER, H.; RÖMHELD, V. Manganese reduction in the rhizosphere of mycorrhizal and non-mycorrhizal maize. **Mycorrhiza**, Berlin, v. 5, p. 119-124, 1994.

- RABIE, G. H. Contribution of arbuscular mycorrhizal fungus to red kidney and wheat plants tolerance grown in heavy metal-polluted soil. **African Journal of Biotechnology**, v. 4, p. 332-345, 2005.
- RASKIN, I. SMITH, R.D.; SALT, D.E. Phytoremediation of metals: using plants to remove pollutants from the environment. **Current Opinion in Biotechnology**, v.18, p.221–285, 1997.
- RIBEIRO, M. R.; NASCIMENTO, C. W. A.; RIBEIRO FILHO, M. R.; CANTALICE, J. R. **Tópicos em Ciências do solo**. 6.ed. Sociedade Brasileira de Ciências do Solo. Rio de Janeiro. 2009.
- RIBEIRO, R. V. et al. O alto teor de silício no solo inibe o crescimento radicular de cafeeiros sem afetar as trocas gasosas foliares. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 3, p. 939-948, 2011.
- ROGALLA, H.; ROMHELD, V. Role of leaf apoplast in silicon-mediated manganese tolerance of *Cucumis sativus* L. **Plant, Cell & Environment**, v. 25, p. 549–555, 2002.
- SANTANA, A. L. **Economia mineral do Brasil 2009 – Manganês**. Brasília: Departamento Nacional de Produção Mineral/DNPM, 2009. 12p.
- SANTOS, A. B.; PRABHU, A. S.; FERREIRA, E.; FAGERIA, N. K. Fertilização silicatada na severidade de brusone e na incidência de insetos-praga em arroz irrigado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 13, p. 537-543, 2009.
- SANTOS, F. S.; MAGALHÃES, M. O. L.; MAZUR, N.; AMARAL SOBRINHO, N. M. B. Chemical amendment and phytostabilization of an industrial residue contaminated with Zn and Cd. **Scientia Agrícola**, v. 64, n.5, p.506-512, 2007.
- SANTOS, M. A. **Adaptabilidade e potencial fitorremediador de espécies vegetais em solo salino**. 2016. 128 f. Tese (Doutorado em Ciências do Solo) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2016.
- SAVANT, N. K; SNYDER G. H.; DATNOFF, L. E. Silicon management and sustainable rice production. **Advances in Agronomy**, v. 58, p. 151-199, 1997.
- SCHMIDT, F. et al. Impacto do manejo da água na toxidez por ferro no arroz irrigado por alagamento. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, Viçosa, v. 37, n. 5, p. 1226-1235, 2013.
- SCHNEIDER, J. **Ocorrência e ação fitoprotetora de fungos micorrízicos arbusculares em solos contaminados com arsênio**. 2011. 181 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Lavras, Lavras. 2011.
- SCHNEIDER, T. et al. A proteomics approach to investigate the process of Zn hyperaccumulation in *Noccaea caerulea* (J & C. Presl) F.K. Meyer. **The Plant Journal**, v. 37, p. 131-142, 2013.
- SCHREINER, R. P. Effects of native and nonnative arbuscular mycorrhizal fungi on growth and nutrient uptake of 'Pinot noir' (*Vitis vinifera* L.) in two soils with contrasting levels of phosphorus. **Applied Soil Ecology**, v. 36, p. 205-215, 2007.

SCHÜBLER, A.; SCHWARZOTT, D.; WALKER, C. A new fungal phylum, the Glomeromycota: phylogeny and evolution. **Mycological Research**, v. 105, n. 12, p. 1413-1421, 2001.

SHEORAN, V.; SHEORAN, A. S.; POONIA, P. Soil reclamation of abandoned mine land by revegetation: a review. **The International Journal of Soil, Sediment and Water: Documenting the Cutting Edge of Environmental Stewardship**. v.3: p. 1-20, 2010.

SHI, X. H.; ZHANG, C. C.; WANG, H.; ZHANG, F. S. Effect of Si on the distribution of Cd in rice seedlings. **Plant Soil**, v. 272, p. 53-60, 2005.

SILVA, C. F. et al. Comunidade de fungos micorrízicos arbusculares: diversidade, composição e glomalina em área revegetada com sesbânia. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 38, p. 423-431, 2014.

SILVA, D. P. **Meios de cultura e fontes de silício no desenvolvimento in vitro de gébera**. 2007. Dissertação (Mestrado em Fisiologia Vegetal) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2007.

SILVA, S. **Fungos micorrízicos arbusculares no crescimento, extração de metais pesados e características anatômicas da *Brachiaria decumbens* stapf. em solo contaminado**. 2006. 82f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2006.

SILVA, S. D.; SIQUEIRA, J. O.; SOARES, C. R. F. S. Fungos micorrízicos no crescimento e na extração de metais pesados pela braquiária em solo contaminado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 21, n. 12, p. 1749-1757, 2006.

SILVEIRA, S. V.; SOUZA, P. V. D.; KOLLER, O. C. Influência de fungos micorrízicos arbusculares sobre o desenvolvimento vegetativo de abacateiro. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 37, p. 303-309, 2002.

SIQUEIRA, J. O.; LAMBAIS, M. R.; STURMER, S. L. Fungos micorrízicos arbusculares: características, associação simbiótica e aplicação na agricultura. **Biotechnology, Ciência e Desenvolvimento**, v. 25, p. 12-21, 2002.

SOARES, C. R. F. S.; CARNEIRO, M. A. C. Micorrizas arbusculares na recuperação de áreas degradadas. In: SIQUEIRA, J. O.; SOUZA, F. A.; CARDOSO, E. J. B. N.; TSAI, S. M. (Org.). **Micorrizas: 30 anos de pesquisa no Brasil**. Lavras: UFLA, 2010.

SOLÍS-DOMÍNGUEZ, F. A.; VALENTIN-VARGAS, A.; CHOROVER, J.; MAIER, R. M. Effect of arbuscular mycorrhizal fungi on plant biomass and the rhizosphere microbial community structure of mesquite grown in acidic lead/zinc mine tailings. **The Science of the Total Environment**, v. 409, n. 6, p. 1009-1016, 2011.

SOMMER, M.; KACZOREK, D.; KUZYAKOV, Y.; BREUER, J. Silicon pools and fluxes in soils and landscapes: a review. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 169, p. 310-329, 2006.

SOUZA, L. A.; ANDRADE, S. A. L.; SOUZA, S. C. R.; SCHIAVINATO, M. A. Tolerância e

potencial fitorremediador de *Stizolobium aterrimum* associada ao fungo arbuscular *Glomus etunicatum* em solo contaminado por chumbo. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 35, p. 1441-1451, 2011.

STÜRMER, S. L.; CARDOSO, E. J. B. N.; SOUZA, E. A.; KASUYA, M. C. M. “Além das raízes”: o papel dos fungos micorrizicos. **Boletim Informativo da Sociedade Brasileira de Ciência dos Solos**, p. 30-32, jan./abr. 2009.

SUSARLA, S.; MEDINA, V. F.; McCUTCHEON, S. C. Phytoremediation: Na ecological solution to organic chemical contamination. **Ecological Engineering**, v. 18, p. 647-658, 2002.

TAKAHASHI, E.; MA, J. F.; MIYAKE, Y. The possibility of silicone as an essential element for higher plants. **Comments on Agricultural and Food Chemistry**, v. 2, p. 99-122, 1990.

TURNAU, K. et al. Metal uptake and detoxification mechanisms in *Erica* and *evalensis* growing in a pyrite mine tailing. **Environmental and Experimental Botany**, v. 61, p. 117–123, 2007.

TURNAU, K. et al. Role of arbuscular mycorrhiza and associated microorganisms in phytoremediation of heavy metal polluted sites. *In*: PRASAD, M. N. V.; SAJWAN, K. S.; NAIDU, R. (eds.). **Trace Elements in the Environment Biogeochemistry, Biotechnology, and Bioremediation**. CRC Press. Boca Raton: Florida, USA. 2006.

VALLINO, M. et al. Assessment of arbuscular mycorrhizal fungal diversity in roots of *Solidago gigantea* growing in a polluted soil in Northern Italy. **Environmental Microbiology**, v.8, p. 971-983, 2006.

VIANI, R. A. G.; DURIGAN, G.; MELO, A. C. G. A regeneração natural sob plantações florestais: desertos verdes ou redutos de biodiversidade?. **Ciência Florestal**, v. 20, n. 3, p. 533-552, 2010.

VIDAL, F. W. H. et al. **Rochas e minerais industriais do Estado do Ceará**. Fortaleza: CETEM/UECE/DNPM/FUNCAP/SENAI, 2005.

VIEIRA, G. E. G.; SILVEIRA, C. R.; CUTRIM, J.; RIBEIRO, J. Avaliação dos principais aspectos da fitorremediação aplicados na redução da poluição no solo e água. **Engenharia Ambiental**. v. 8, n. 2, p. 182-199, 2011.

VIERHEILIG, H.; COUGHLAN, A. P.; WYSS, U.; PICHE, Y. Ink and vinegar, a simple staining technique for Arbuscular-mycorrhizal fungi. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 64, n. 12, p. 5004-5007, 1998.

VODNIK, D. et al. The contribution of glomalin-related soil protein to Pb and Zn sequestration in polluted soil. **Science of the Total Environment**, v. 392, p. 130-136, 2008.

WILD, A. **Russell's soil conditions and plant growth**. 11.ed. Harlow: Longman. 1988.

YANG, W.; DING, Z.; ZHAO, F.; YANG, X. Comparison of manganese tolerance and accumulation among 24 *Salix* clones in a hydroponic experiment: Application for phytoremediation. **Journal of Geochemical Exploration**, v. 149, p. 1-7, 2015.

YOST, R. S.; FOX, R. L. Influence of mycorrhizae on the mineral contents of cowpea and soybean grown in na oxisol. **Agronomy Journal**, v. 74, p. 475-481, 1982.

ZHANG, C. et al. Long-term effects of exogenous silicone on cádmium translocation and toxicity in rice (*Oryza sativa* L.). **Environmental and Experimental Botany**, v. 62, p. 300-307, 2008.

ZHU, J.; LIANG, Y. C.; DING, Y. F. Effects of silicone on photosynthesis and its related physiological parameters in two winter wheat cultivars under cold stress. **Scientia Agricultura Sinica**, v. 39, p. 1780-1788, 2006.

ZHU, Z. et al. Silicon alleviates salt stress and increase antioxidant enzymes activity in leaves of salt-stressd cucumber (*Cucumis sativus* L.). **Plant Science**, v. 167, p. 527-533, 2004.

ZUCCARINI, P. Effects of silicone on photosynthesis, water relations and nutriente uptake of *Phaseolus vulgaris* under NaCl stress. **Biologia Plantarum**, v. 52, p. 157-160, 2008. 60, 2008.