



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS DO SOLO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA: SOLOS E NUTRIÇÃO DE
PLANTAS

KAIO GRÁCULO VIEIRA GARCIA

DESENVOLVIMENTO DE *Mimosa caesalpiniaefolia* Benth. COLONIZADA COM
MICORRIZAS ARBUSCULARES EM SOLOS DEGRADADOS POR MINERAÇÃO
DE Mn

FORTALEZA

2015

KAIO GRÁCULO VIEIRA GARCIA

**DESENVOLVIMENTO DE *Mimosa caesalpiniaefolia* Benth. COLONIZADA COM
MICORRIZAS ARBUSCULARES EM SOLOS DEGRADADOS POR MINERAÇÃO
DE Mn**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia, da Universidade Federal do Ceará-UFC, como parte dos requisitos para obtenção do Título de Mestre em Agronomia. Área de Concentração: Solos e Nutrição de Plantas.

Orientadora: Prof. Dra. Vânia Felipe Freire Gomes.

FORTALEZA

2015

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Biblioteca de Ciências e Tecnologia

-
- G199d Garcia, Kaio Graculo Vieira.
Desenvolvimento de *Mimosa caesalpiniaefolia* Benth. colonizada com micorrizas arbusculares em solos degradados por mineração de Mn / Kaio Graculo Vieira Garcia. – 2015.
66 f. : il. color.
- Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências Agrárias, Departamento de Ciência de Solo, Pós-Graduação em Agronomia, Fortaleza, 2015.
Área de concentração: Química, Fertilidade e Biologia do Solo.
Orientação: Profa. Dra. Vânia Felipe Freire Gomes.
1. Sabiá (Árvore). 2. Plantas-efeito dos metais pesados. 3. Fitorremediação. I. Título.

A Deus.

Aos meus pais, Valdete e Damiana

AGRADECIMENTOS

A Deus, pela saúde, força e esperança para seguir sempre em frente;

Aos meus pais Valdete Sinezio e Damiana Vieira, pelo amor, apoio e incentivo;

Ao meu irmão Gustavo Krause, pela amizade, companheirismo e conselhos;

A minha segunda mãe Fátima Vieira, pelo o amparo e ensinamento em todos os momentos da minha vida;

A toda minha família (tias, tios, primos, primas, avôs e avós);

A minha namorada Jesyka Guedes, pela paciência, confiança e amor, dividindo comigo momentos importantes da minha vida, não deixando que eu desanimasse ou desistisse dos meus objetivos;

A Universidade Federal do Ceará, pela oportunidade de concluir o curso de mestrado em Agronomia / Solos e Nutrição de Plantas;

A coordenação de aperfeiçoamento de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de estudo;

A professora Dra. Vânia Felipe Freire Gomes, pela amizade conquistada, orientação, ensinamentos e apoio na realização deste trabalho.

A Pós-Graduação em Agronomia (Solos e Nutrição de Plantas) e a todos aqueles que compõem o corpo docente, em especial ao professor Dr. Paulo Furtado Mendes Filho, pelos ensinamentos transmitidos durante todo o período do curso;

A professora Dra. Claudia Miranda Martins, pelas contribuições para melhoria deste trabalho;

A professora Dra. Mirian Cristina Gomes Costa, pela indicação e informações sobre a área de mineração de manganês;

Ao geólogo Ismael, pela concessão da área estudada;

A toda banca examinadora, pela contribuição no enriquecimento deste trabalho;

A todos os colegas de Pós-Graduação do programa de Agronomia / Solos e Nutrição de Plantas, pela amizade conquistada;

Aos colegas do Laboratório de Microbiologia do Solo, Júnior Tupinambá, Aldênia, Elimário e Cillas Pollicarto;

Ao amigo Aldo Cirino, pelo apoio e ajuda neste trabalho;

Enfim, a todos que contribuíram direto ou indiretamente para realização deste trabalho.

“Obstáculo é aquilo que você enxerga, quando
tira os olhos do seu objetivo.” (Henry Ford)

RESUMO

A exploração mineral é considerada uma das principais ações antrópicas que causam a poluição do solo com metais, dentre os quais se encontra o manganês, que quando em excesso pode causar sintomas de toxidez, inibir o crescimento das plantas e causar alterações nas comunidades vegetais. Neste sentido, é necessário a busca por alternativas que minimizem este tipo de impacto. Uma técnica considerada recente e bastante promissora que vem sendo utilizada é a fitorremediação, que consiste basicamente no uso de plantas para absorção e acúmulo de metais pesados. Nesse contexto, a utilização de plantas associadas a FMA, pode melhorar a absorção de água e nutrientes, além de auxiliar no desenvolvimento vegetal em locais adversos e contribuir na redução para disponibilidade de metais pesados. Diante disso, o objetivo desse estudo foi avaliar os efeitos da inoculação micorrízica no desenvolvimento da *Mimosa caesalpiniaefolia* Benth. em solos sob impacto de mineração de manganês. O estudo foi realizado em casa de vegetação com delineamento experimental do tipo inteiramente casualizado, em arranjo fatorial 2x2x4, considerando-se: dois tipos de solo (degradado pelo rejeito da mineração de Mn e mata preservada); duas condições de solo (estéril e natural) e quatro tratamentos de inoculação (não inoculado (controle); inoculado com *G. clarum*; inoculado com *G. etunicatum*; inoculado com *G. clarum* + *G. etunicatum* (Mix)), com quatro repetições. Aos 60 dias após o transplante foram avaliados os parâmetros de: altura das plantas, diâmetro do caule, número de folíolos, massa da matéria seca da parte aérea e raiz, comprimento do sistema radicular, índice relativo de clorofila, densidade de esporos de FMA no solo, colonização micorrízica radicular, eficiência micorrízica, acúmulo de macro (N, P e K) na parte aérea e manganês na parte aérea e raiz e fator de translocação. O cultivo em solo degradado pelo rejeito da mineração de manganês reduziu o desenvolvimento das plantas de sabiá quando comparadas às cultivadas no solo de mata preservada, independente da condição de solo e dos tratamentos de inoculação. A inoculação com *G. etunicatum* e o Mix, favoreceram o desenvolvimento das plantas em condição estéril, independentemente do tipo de solo, aumentando sua capacidade de tolerância ao Mn. Os elevados teores de Mn nas raízes indicam que o sabiá (*Mimosa caesalpiniaefolia* Benth.) pode ser eficaz no processo de fitoestabilização em áreas degradadas pela mineração de Mn.

Palavras-chave: Fitorremediação, metal pesado, sabiá

ABSTRACT

Mineral exploration is considered a major human activities that cause soil pollution with metals, among which is manganese, which when too much can cause toxic symptoms, inhibiting the growth of plants and cause changes in plant communities. In this sense, the search for alternatives to minimize this type of impact is required. A technique considered recent and promising that has been used is phytoremediation, which basically consists of using plants to uptake and accumulation of heavy metals. In this context, the use of plants associated with FMA may improve the uptake of water and nutrients, besides aiding in the plant developing adverse local and contribute to reducing the availability of heavy metals. Thus, the aim of this study was to evaluate the effects of mycorrhizal inoculation in the development of *Mimosa caesalpiniaefolia* Benth. in soils manganese mining impact. The study was conducted in a greenhouse with experimental design of randomized type in a factorial arrangement 2x2x4, considering: two types of soil (degraded by tailings from the mining Mn and preserved forest); two soil conditions (sterile and natural) and four inoculation treatments (uninoculated (control), inoculated with *G. clarum*; inoculated with *G. etunicatum*; inoculated with *G. clarum* + *G. etunicatum* (Mix)), with four repetitions. At 60 days after transplanting were evaluated parameters: plant height, stem diameter, number of leaflets, dry matter of shoot and root, length of root system, relative chlorophyll index, spore density of AMF in the soil, root mycorrhizal colonization, mycorrhizal efficiency, macro accumulation (N, P and K) in shoots and manganese in shoot and root and translocation factor. The cultivation on degraded soil by waste of manganese mining reduced the development of thrush plants when compared to cultivated preserved in forest soil, regardless of soil condition and inoculation treatments. Inoculation with *G. etunicatum* and the Mix, favored the development of plants in sterile condition, regardless of the type of soil, increasing its capacity of tolerance to Mn. The high Mn content in the roots indicate that the thrush (*Mimosa caesalpiniaefolia* Benth.) May be effective in phytostabilization process in areas degraded by mining Mn.

Keywords: Phytoremediation, heavy metal, sabiá

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Esquema de fitoestabilização	20
Figura 2 – Localização da área de estudo	25
Figura 3 – Preparo do solo para transplântio das mudas de sabiá (<i>Mimosa caesalpiniaefolia</i> Benth.)	27
Figura 4 – Determinação da altura, diâmetro do colo, número de folíolos e índice relativo de clorofila das plantas de sabiá (<i>Mimosa caesalpiniaefolia</i> Benth.).....	28
Figura 5 – Esquema do croqui do experimento	31
Figura 6 – Sintomas de toxidez aos 15 (A), 30 (B), 45 (C) e 60 dias após o transplântio (D) em mudas de sabiá (<i>Mimosa caesalpiniaefolia</i> Benth.) do tratamento controle esterilizado cultivadas no solo degradado pelo rejeito.	34

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Características químicas e físicas do solo da mata preservada (SMP) e do solo degradado pelo rejeito (SDR) usados no experimento antes (A) e depois (D) de 14 dias da autoclavagem.....	26
Tabela 2 – Resumo da análise de variância para altura (ALT), número de folíolos (NF), diâmetro do colo (DC), comprimento do sistema radicular (CSR), índice relativo de clorofila (IRC), massa da matéria seca da parte aérea (MMSPA) e da raiz (MMSR) para os fatores de tratamento e suas interações em <i>Mimosa caesalpiniaefolia</i> Benth.	32
Tabela 3 – Altura (ALT) das plantas de sabiá (<i>Mimosa caesalpiniaefolia</i> Benth.) submetidas a dois tipos de solos (degradado pelo rejeito e mata preservada), duas condições (estéril e natural) e quatro tratamentos de inoculação com FMA.....	33
Tabela 4 – Número de folíolos (NF) em plantas de sabiá (<i>Mimosa caesalpiniaefolia</i> Benth.) submetidas dois tipos de solos (degradado pelo rejeito e mata preservada) e quatro tratamentos de inoculação com FMA.	35
Tabela 5 – Número de folíolos (NF) em plantas de sabiá (<i>Mimosa caesalpiniaefolia</i> Benth.) submetidas a duas condições de solo (estéril e natural) e quatro tratamentos de inoculação com FMA.....	34
Tabela 6 – Diâmetro do colo (DC) das plantas de sabiá (<i>Mimosa caesalpiniaefolia</i> Benth.) submetidas a dois tipos de solos (degradado pelo rejeito e mata preservada) e duas condições (estéril e natural).....	36
Tabela 7 – Diâmetro do colo (DC) das plantas de sabiá (<i>Mimosa caesalpiniaefolia</i> Benth.) submetidas a duas condições de solo (estéril e natural) e quatro tratamentos de inoculação com FMA.	37
Tabela 8 – Comprimento do sistema radicular (CSR) das plantas de sabiá (<i>Mimosa caesalpiniaefolia</i> Benth.) submetidas a dois tipos de solos (degradado pelo rejeito e mata preservada), duas condições (estéril e natural) e quatro tratamentos de inoculação com FMA.....	38
Tabela 9 – Índice relativo de clorofila (IRC) das plantas de sabiá (<i>Mimosa caesalpiniaefolia</i> Benth.) submetidas a dois tipos de solos (degradado pelo	

rejeito e mata preservada), duas condições (estéril e natural) e quatro tratamentos de inoculação com FMA.....	39
Tabela 10 – Massa da matéria seca da parte aérea (MMSPA) das plantas de sabiá (<i>Mimosa caesalpiniaefolia</i> Benth.) submetidas a dois tipos de solos (degradado pelo rejeito e mata preservada), duas condições (estéril e natural) e quatro tratamentos de inoculação com FMA.....	40
Tabela 11 – Massa da matéria seca da raiz (MMSR) das plantas de sabiá (<i>Mimosa caesalpiniaefolia</i> Benth.) submetidas a dois tipos de solos (degradado pelo rejeito e mata preservada), duas condições (estéril e natural) e quatro tratamentos de inoculação com FMA.....	42
Tabela 12 – Resumo da análise de variância para densidade de esporos (DE) e colonização micorrízica radicular (CMR) para os fatores de tratamento e suas interações em <i>Mimosa caesalpiniaefolia</i> Benth....	43
Tabela 13 – Densidade de esporos (DE) das plantas de sabiá (<i>Mimosa caesalpiniaefolia</i> Benth.) submetidas a dois tipos de solos (degradado pelo rejeito e mata preservada) e quatro tratamentos de inoculação com FMA....	43
Tabela 14 – Densidade de esporos (DE) das plantas de sabiá (<i>Mimosa caesalpiniaefolia</i> Benth.) submetidas a duas condições (estéril e natural) e quatro tratamentos de inoculação com FMA....	44
Tabela 15 – Colonização micorrízica radicular (CMR) das plantas de sabiá (<i>Mimosa caesalpiniaefolia</i> Benth.) submetidas a dois tipos de solos (degradado pelo rejeito e mata preservada) e quatro tratamentos de inoculação com FMA.....	45
Tabela 16 – Colonização micorrízica radicular (CMR) das plantas de sabiá (<i>Mimosa caesalpiniaefolia</i> Benth.) submetidas a duas condições (estéril e natural) e quatro tratamentos de inoculação com FMA.....	46
Tabela 17 – Resumo da análise de variância para eficiência micorrízica (EFM) para os fatores de tratamento e suas interações em <i>Mimosa caesalpiniaefolia</i> Benth.	47
Tabela 18 – Eficiência micorrízica (EFM) das plantas de sabiá (<i>Mimosa caesalpiniaefolia</i> Benth.) submetidas a dois tipos de solos (degradado pelo rejeito e mata preservada), duas condições (estéril e natural) e quatro tratamentos de inoculação com FMA..	47
Tabela 19 – Resumo da análise de variância para os teores de nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) na parte aérea para os fatores de tratamento e suas interações em <i>Mimosa caesalpiniaefolia</i> Benth.	49

Tabela 20 – Teores de Nitrogênio (N) em plantas de sabiá (<i>Mimosa caesalpiniaefolia</i> Benth.) submetidas a dois tipos de solos (degradado pelo rejeito e mata preservada), duas condições (estéril e natural) e quatro tratamentos de inoculação com FMA.....	50
Tabela 21 – Teores de Fósforo (P) em plantas de sabiá (<i>Mimosa caesalpiniaefolia</i> Benth.) submetidas a dois tipos de solos (degradado pelo rejeito e mata preservada), duas condições (estéril e natural) e quatro tratamentos de inoculação com FMA.....	51
Tabela 22 – Teores de Potássio (K) em plantas de sabiá (<i>Mimosa caesalpiniaefolia</i> Benth.) submetidas a dois tipos de solos (degradado pelo rejeito e mata preservada).....	52
Tabela 23 – Resumo da análise de variância para os teores de manganês (Mn) na parte aérea e raiz para os fatores de tratamento e suas interações em <i>Mimosa caesalpiniaefolia</i> Benth.....	53
Tabela 24 – Teores de Manganês (Mn) na parte aérea em plantas de sabiá (<i>Mimosa caesalpiniaefolia</i> Benth.) submetidas a dois tipos de solos (degradado pelo rejeito e mata preservada), duas condições (estéril e natural) e quatro tratamentos de inoculação com FMA.....	53
Tabela 25 – Teores de Manganês (Mn) na raiz aérea em plantas de sabiá (<i>Mimosa caesalpiniaefolia</i> Benth.) submetidas a dois tipos de solos (degradado pelo rejeito e mata preservada), duas condições (estéril e natural) e quatro tratamentos de inoculação com FMA.....	55
Tabela 26 – Fatores de translocação (FT) em plantas de sabiá (<i>Mimosa caesalpiniaefolia</i> Benth.) submetidas a dois tipos de solos (degradado pelo rejeito e mata preservada), duas condições (estéril e natural) e quatro tratamentos de inoculação com FMA.....	56

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	14
2. HÍPOTESE	15
3. REVISÃO DE LITERATURA	16
3.1. Aspectos gerais da mineração de manganês.....	16
3.2. Manganês no solo	17
3.3. Manganês na planta	18
3.4. Fitorremediação em áreas degradadas.....	19
3.5. Sabiá.....	21
3.6. Fungos micorrízicos arbusculares (FMA) e sua importância.....	23
3.7. Micorrizas arbusculares x Toxidez de manganês em plantas.....	24
4. MATERIAL E MÉTODOS.....	25
4.1. Localização e clima da área experimental.....	25
4.2. Solo.....	25
4.3. Caracterização química e física do solo	26
4.4. Instalação e condução do experimento.....	26
4.4.1. Variáveis avaliadas	28
4.5. Delineamento experimental.....	31
4.6. Análise estatística	31
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	32
6. CONCLUSÕES	57
7. REFERÊNCIAS	58

1. INTRODUÇÃO

A exploração mineral é uma atividade que está ligada ao desenvolvimento econômico mundial, na qual gera matéria-prima para diversas indústrias e bens de consumo. Entre os diversos minerais explorados no mundo, o manganês destaca-se principalmente na utilização para fabricação de aço, como elemento de liga, e no mercado da produção de pilhas.

Apesar desta prática encontrar-se fortemente ligada ao desenvolvimento social, a atividade mineradora é considerada como uma das grandes causas da poluição ambiental. Em áreas onde ocorre a exploração mineral há uma intensa movimentação do solo que é feita na abertura dos locais para extração do minério, além da retirada da vegetação natural, o que pode causar sérias consequências ambientais. Ainda nesse contexto, na fase de extração mineral, grandes quantidades de rejeitos são produzidas, sendo considerado umas das principais ações antrópicas que causam a poluição do solo com metais, dentre os quais se encontra o manganês, que quando em excesso pode causar toxidez, inibir o crescimento de plantas e causar alterações nas comunidades vegetais.

Diversas estratégias vêm sendo desenvolvidas a fim de remediar áreas contaminadas com metais pesados, no entanto, a grande maioria implica em altos investimentos, além de poderem gerar alterações irreversíveis nas propriedades do solo e perturbação na microbiota nativa. Neste sentido, se faz necessário a busca por alternativas que minimizem este tipo de impacto.

Uma técnica recente e considerada bastante promissora que vem sendo utilizada na reabilitação dessas áreas é a Fitorremediação, que consiste basicamente na utilização de plantas para absorção e acúmulo de metais pesados. Nesse contexto, a associação dessas plantas com os fungos micorrízicos arbusculares (FMA) é de grande importância pois, além de conferir melhor absorção de água e nutrientes para as plantas e auxiliar no crescimento vegetal em locais adversos, também pode contribuir na redução da disponibilidade de metais pesados por meio da sua imobilização em estruturas simbióticas intra e extraradiculares.

No entanto, estudos envolvendo leguminosas arbóreas, mais especificamente o Sabiá (*Mimosa caesalpiniaefolia* Benth.) associado a fungos micorrízicos arbusculares e seu efeito na tolerância das plantas em solos sob impacto da atividade mineradora de manganês ainda são escassos.

Desta forma, o presente trabalho teve por objetivo avaliar os efeitos da colonização micorrízica no desenvolvimento de Sabiá (*Mimosa caesalpiniaefolia* Benth.) em solos sob impacto de mineração de manganês e submetidos a duas condições (estéril e natural).

2. HIPÓTESE

Os FMA associados com o Sabiá (*Mimosa caesalpiniaefolia* Benth.) aumentam a tolerância dessa planta ao Mn, potencializando seu emprego como planta Fitorremediadora.

3. REVISÃO DE LITERATURA

3.1. Aspectos gerais da mineração de manganês (Mn)

A mineração de manganês é uma atividade que tem se destacado na economia brasileira. Um levantamento realizado no ano de 2012 mostra que a produção nacional do minério de manganês chegou a 1,1 milhões de toneladas, situando o Brasil em quinto lugar no ranking mundial dos países produtores, com 6,6% do total produzido no mundo. No que se refere a produção mundial, a África do Sul ocupa o primeiro lugar na produção deste minério, seguido por Austrália, China e Gabão (DNPM, 2013).

No Brasil, os estados que ocupam as maiores produções são o Pará, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais e Bahia. Sua produção é liderada pela Vale Manganês, mas outras pequenas minerações também exploram o minério (CASTRO, 2011). De acordo com Vidal *et al.* (2005), a produção de manganês no estado do Ceará é concentrada basicamente na região da Grande Fortaleza, sendo caracterizada por depósitos de pequenos volumes, do qual não chegam a ultrapassar 10 milhões de toneladas (IBRAM, 2010). Informações do Instituto Brasileiro de Mineração (IBRAM, 2010) indicam que o número de pedidos de prospecção em áreas com minério de manganês no Ceará chegou a 59 requerimentos, sendo deste total 44 autorizações e 1 requerimento de lavra no município de Ocara – CE.

Atualmente grande parte da produção total do minério de manganês é consumida na fabricação de aço, como elemento de liga, devido a sua propriedade de dessulfurização. Na indústria não metalúrgica este elemento é usado também na fabricação de pilhas eletrolíticas, fertilizantes, cerâmicas, tintas, vernizes e reagentes químicos. Além destes, existe também outro mercado pouco conhecido deste minério que é o de algumas vitaminas (GONÇALVES; SERFATY, 1976; SANTANA, 2009). Geralmente o processo de beneficiamento deste minério consiste na separação do material orgânico, britagem, classificação granulométrica e lavagem para remoção da fração fina do minério.

Apesar de sua importância na economia do país, a mineração de manganês pode causar inúmeros impactos ambientais e sociais. A abertura das minas a céu aberto provoca degradação e alterações no solo em virtude da retirada da vegetação. O pó liberado pelas indústrias mineradoras a partir do processo de beneficiamento pode comprometer a qualidade do solo e causar problemas respiratórios gravíssimos nos seres humanos a partir do contato permanente. De acordo com Cleolin (2010), a exposição prolongada a altos níveis de manganês pode provocar intoxicação crônica, denominada de “manganismo”. Who (1999)

relata que em alguns casos os sintomas de “manganismo” são semelhantes à doença de Parkinson.

Alguns estudos têm sido realizados para tentar solucionar a recuperação de áreas degradadas por mineração. Castro (2011) realizou estudos do aproveitamento do rejeito proveniente do beneficiamento de manganês pela indústria de cerâmica, com objetivo de avaliar a possibilidade desse rejeito como matéria prima. Wiltshire (2002) em uma revisão de literatura investiga as potenciais aplicações para o rejeito de manganês, destacando o uso do rejeito para aplicações agrícolas, além da utilização como matéria prima para vidros, plásticos e aditivos em borracha. De acordo com D’Agostino (2008) os rejeitos são materiais originados a partir dos processos de beneficiamento mineral, sendo formado basicamente por material sem interesse econômico.

Embora alguns estudos tenham sido realizados com o intuito de aproveitamento do rejeito como matéria prima, grandes quantidades ainda são liberadas e depositadas no solo. Com isso surge a necessidade de novas pesquisas que visem a utilização deste material como substrato para o reestabelecimento da vegetação.

3.2. Manganês no solo

O manganês é um elemento químico que pertence à classe dos metais de transição e possui número atômico 25, situando-se no grupo 7 da tabela periódica. Esse metal apresenta-se com uma coloração cinza claro e é encontrado em mais de uma centena de minerais (JACOBI, 2014). Uma das formas deste mineral mais comumente encontrada no solo são os óxidos de manganês, incluindo neste a pirolusita (MnO_2), a manganita ($MnOOH$) e a hausmannita (Mn_3O_4). Além disso, este elemento é considerado como um dos metais de transição mais abundantes após o ferro e o titânio, compreendendo aproximadamente 0,1% da crosta terrestre (RAMOS, 2010).

Com relação aos ciclos do manganês no solo, estão envolvidas as formas bivalente e trivalente deste metal, havendo equilíbrio dinâmico entre elas, sendo que a forma bivalente é transformada por meio da oxidação biológica para forma trivalente, que posteriormente, é reduzida a Mn^{++} em solos muito ácidos. Já em solos alcalinos a forma divalente praticamente desaparece. O potencial de oxidação e redução deste elemento está diretamente relacionado com a atividade dos micro-organismos que podem alterar o pH (WHO, 1981; MARTINS, 2003).

No solo, o manganês pode ser encontrado em três níveis de oxidação: Mn^{2+} (forma absorvível pelas plantas), Mn^{+3} e Mn^{+4} (menos móveis). Conforme Marschner (1995), o

manganês divalente ou reduzido (Mn^{2+}) geralmente é a forma predominante na solução do solo, dependendo das condições de pH, umidade e aeração.

Em solos brasileiros, o teor total de manganês ocorre na faixa entre 10 a 4000 mg kg⁻¹, enquanto seu teor solúvel varia entre 0,1 a 100 mg kg⁻¹ (MALAVOLTA, 1980). Atualmente, o CONAMA estabelece valores de contaminação do solo para uma grande quantidade de metais. No entanto, ainda não existem valores disponíveis de referência ou intervenção para o manganês no solo. Segundo Rufino (2006) a classificação da área contaminada é feita observando o seu impacto na vegetação ou em comparação com solo adjacente da mesma classificação, como também pelos impactos causados nas águas subterrâneas ou superficiais.

3.3. Manganês na planta

O manganês é um elemento de grande importância para o metabolismo das plantas, além de atuar na síntese de clorofila e fotossíntese, participa da ativação de diferentes enzimas e funcionamento dos cloroplastos (BUCKMAN; BRADY, 1974; EPSTEIN, 1975; MALAVOLTA, 1977; TAIZ; ZEIGER, 2004).

Com relação a absorção deste elemento pelas plantas, a maior proporção do contato de Mn da solução do solo com a raiz se dá por difusão e interceptação, exceto em solos muito ricos no qual o fenômeno que desempenha maior participação é o fluxo de massa (MALAVOLTA, 2006).

O manganês é absorvido pelas plantas na forma de Mn^{2+} , sendo transportado das raízes para a parte aérea, via xilema, seguindo a corrente transpiratória, sofrendo pouca remobilização. São reconhecidos três compartimentos de Mn nas raízes. O primeiro refere-se à fração trocável, no apoplasto, onde permanece adsorvido às cargas negativas dos constituintes da parede celular. O segundo denominado lábil, é o Mn que se encontra no citoplasma, enquanto o último não-lábil, refere-se ao Mn depositado nos vacúolos (MUKHOPADHYAY; SHARMA, 1991).

Os níveis de manganês nas plantas podem variar entre 5 e 1500 mg kg⁻¹ na matéria seca, dependendo da espécie e da parte a ser analisada. Os valores considerados adequados para um crescimento e desenvolvimento normal estão entre 20 e 500 mg kg⁻¹, sendo que abaixo disso podem causar deficiência e acima, toxicidade (DECHEN; NACHTIGALL, 2006).

Geralmente os sintomas de toxidez de Mn em plantas são caracterizados por diminuição na taxa de crescimento (MORONI *et al.*, 2003), manchas necróticas de coloração marrom e clorose internerval nas folhas (WISSEMEIER; HORST, 1991). Além disso, a toxicidade de Mn pode ser intensificada quando outros elementos disponíveis, por exemplo Ca, Mg, K, Fe e Si

estão em pequenas quantidades (ABOU *et al.*, 2002), possivelmente por não agirem de forma antagônica ao Mn.

A toxidez de Mn em plantas tem sido relatada por diferentes autores. Rufino (2006) observou sintomas de toxicidade de manganês em duas espécies da família *Brassicaceae* a partir da dose 200 mg kg⁻¹, apresentando danos como necrose na ponta das folhas, encarquilhamento das bordas das folhas, perda de coloração verde e redução do crescimento. Por outro lado, Xue *et al.* (2004) estudando a *Phytolacca acinosa* Roxb. como uma planta hiperacumuladora de manganês, relataram sintomas de toxidez quando a concentração de Mn estava acima de 8000 µmol L⁻¹. Em algumas variedades de gramíneas forrageiras são observados sintomas de toxidez na faixa entre 60 e 217 mg dm⁻³ (NARDIS, 2012). Já Pavan e Bingham (1981), estudando a toxidez em plântulas de cafeeiro (*Coffea arabica* L.) cv. Catuaí vermelho, com objetivo de caracterizar e determinar a toxidez de Mn, observaram sintomas de toxidez de Mn quando o teor foliar foi de 1200 µg g⁻¹ de Mn.

3.4. Fitorremediação em áreas degradadas

Atualmente a contaminação do solo por metais pesados devido a atividade de mineração é considerada uma das grandes preocupações ambientais. Diversos problemas são gerados pela mineração, entre eles, os mais conhecidos são a contaminação do solo e da água, os quais só receberam a devida importância a partir do século vinte quando graves problemas à saúde humana e ambientais foram divulgados pela mídia mundial (BRANCHER; RODRIGUES, 2010).

A recuperação de áreas degradadas pela atividade de mineração é considerada um problema ecológico desafiador (MUKTA; SREEVALLI, 2010). Geralmente, em áreas de rejeito da mineração os solos são caracterizados por serem pouco estruturados, possuírem disponibilidade deficiente de nutrientes essenciais, além de conter níveis potencialmente tóxicos de diversos metais.

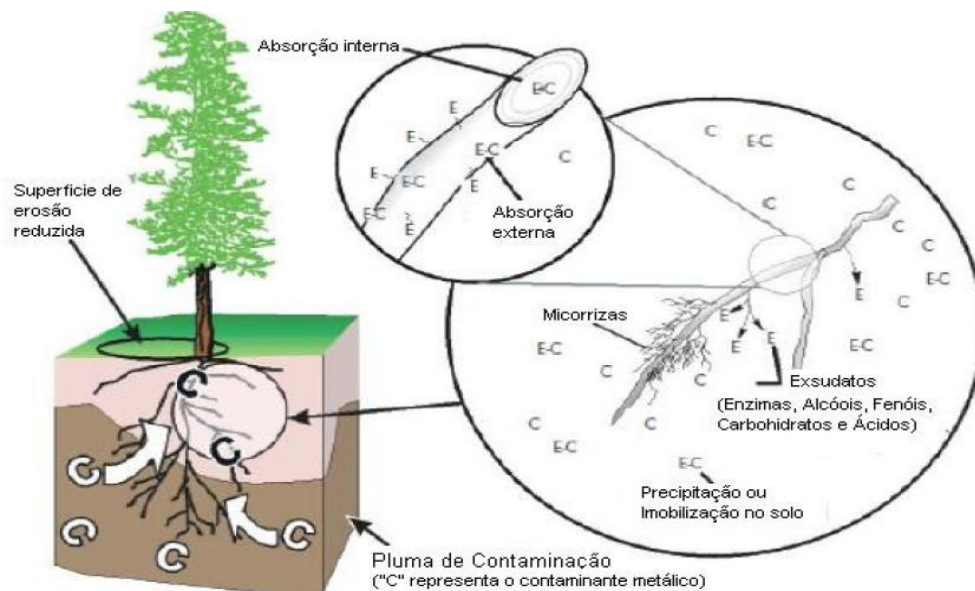
Neste sentido, muitas técnicas foram desenvolvidas e testadas a fim de mitigar os danos gerados à natureza. No entanto, as técnicas convencionais (escavação, aterro e tratamento físico-químico) implicam em altos investimentos, além de poderem gerar alterações irreversíveis nas propriedades do solo e perturbação da microbiota nativa. Diante disto, a busca pelo desenvolvimento de novas técnicas economicamente sustentáveis tem se elevado nos últimos anos.

A fitorremediação é uma técnica que utiliza plantas para extrair, degradar, conter ou imobilizar contaminantes do solo (VASCONCELOS *et al.*, 2012). Vários trabalhos destacam

o potencial dessa técnica na remediação de solos contaminados (CAIRES *et al.*, 2011; MAGALHAES *et al.*, 2011; LOTFY; MOSTAFA, 2014). Suas principais vantagens estão relacionadas ao baixo custo de investimento e operação, aplicabilidade *in situ*, e geração mínima de degradação e desestabilização da área a ser descontaminada (CHAVES *et al.*, 2010).

Dentre as várias técnicas de fitorremediação, a fitoestabilização consiste na imobilização do metal contaminante no solo através da absorção e acumulação no interior ou exterior da raiz ou precipitação do metal na zona radicular (BRANCHER; ROGRIGUES, 2010), reduzindo assim a lixiviação, mobilidade e a entrada dos metais na cadeia alimentar (Figura 1).

Figura 1 – Esquema de fitoestabilização. Fonte: BRANCHER; ROGRIGUES (2010).



Além disso, as plantas utilizadas nesta técnica ainda podem auxiliar na alteração da forma química dos contaminantes através de mudanças no ambiente em torno de suas raízes, como por exemplo pH e potencial redox (VASSILEV *et al.*, 2004).

Segundo Lee *et al.* (2014), para obtenção de sucesso na recuperação de áreas degradadas utilizando-se a técnica de fitoestabilização, é necessário a seleção de espécies vegetais adequadas, que apresentem características como sistema radicular profundo e grande quantidade de biomassa na presença de elevadas concentrações de metais.

Vários autores (SOUZA *et al.*, 2012; ARAÚJO; COSTA, 2013; NASCIMENTO *et al.*, 2014) apontam o uso de espécies vegetais leguminosas como promissoras na recuperação de áreas degradadas. Estudos realizados no Brasil por Souza *et al.* (2010) utilizando algumas

espécies de leguminosas arbóreas, demonstram o potencial da espécie sabiá (*Mimosa caesalpiniaefolia*) como uma das mais promissoras no processo de fitoestabilização. Segundo os mesmos, esta espécie foi uma das que apresentaram maior tolerância na fase de muda em áreas contaminadas por chumbo. Araujo e Costa (2013) ao trabalharem com algumas espécies de leguminosas arbóreas visando a recuperação de áreas degradadas pela mineração de ferro, observaram que a espécie *Mimosa caesalpiniaefolia* apresentou um maior acúmulo de manganês ($139,60 \mu\text{g raiz}^{-1} \text{ planta}^{-1}$) no sistema radicular em relação as outras espécies estudadas. Nascimento *et al.* (2014) ao pesquisarem o desenvolvimento de mudas de sabiá em solos degradados submetidas a adubação orgânica, verificaram que essa espécie apresentou uma maior eficiência na absorção de todos os micronutrientes metálicos estudados (Mn, Cu, Zn e Fe) comparado a outra espécie estudada.

Atenção especial tem sido empregada também na associação das plantas com os fungos micorrízicos arbusculares (FMA) no processo de fitoestabilização, tendo em vista que esses fungos possuem alguns mecanismos que podem aumentar a absorção de macro e micronutrientes, incluindo os metais, para a raiz hospedeira (MARSCHNER, 1998), aumentando dessa forma a tolerância das plantas a fitotoxicidade e auxiliando no processo de revegetação (LELIE *et al.*, 1999).

3.5. Sabiá (*Mimosa caesalpiniaefolia* Bent.)

A espécie *Mimosa caesalpiniaefolia* Benth. comumente conhecida como Sabiá na região do Nordeste brasileiro, é também conhecida como sansão-do-campo entre os estados do Rio de Janeiro e São Paulo. Pertencente à família Mimosaceae, é uma espécie nativa da região Nordeste do Brasil (LACERDA *et al.*, 2006) com ocorrência em áreas da caatinga do Piauí, Pernambuco, Alagoas, Rio Grande do Norte, Paraíba, Bahia e Ceará (FIGUEIRÔA *et al.*, 2005).

De maneira geral, é considerada uma árvore de pequeno porte, atingindo uma altura de aproximadamente sete a oito metros, com o tronco bem dotado de acúleos. Seu caule na fase jovem é caracterizado por ser pouco espinhoso, perdendo os espinhos à medida que a casca engrossa (CARVALHO, 2007). As folhas desta espécie são do tipo composta bipinadas e alternas, com quatro a seis pinas opostas. Além disso, esta árvore apresenta um sistema radicular profundo, concentrado nos primeiros vinte centímetros de profundidade do solo, podendo atingir até os seis metros de comprimento, favorecendo dessa forma a absorção de água e auxiliando o desenvolvimento da espécie em condições ambientais limitantes (RIBASKI *et al.*, 2003; ALENCAR, 2006).

O sabiá ocorre espontaneamente em áreas da Caatinga semiúmidas, como também em áreas mais secas. Esta espécie cresce preferencialmente em solos mais profundos, apresentando bom desenvolvimento em solos pobres. No entanto, quando cultivadas em solos férteis, ao término do terceiro a quarto ano, já podem fornecer madeira para produção de estacas utilizadas na construção de cercas (RIBASKI *et al.*, 2003).

No Nordeste, esta espécie destaca-se como uma das principais fontes de estacas na produção de cercas, em especial no estado do Ceará. De acordo com Leal Júnior *et al.* (1999) esta região é considerada a maior produtora e exportadora de estacas de Sabiá, concentrando a maior parte da produção na região norte do estado. Outros aspectos como, produção de madeira utilizada como fonte de energia, formação de quebra-vento e produção de forragem para os animais em épocas mais secas, são características que tornam esta espécie uma árvore de múltiplo uso no Brasil (RIBASKI *et al.*, 2003).

De acordo com Lorenzi (2000) o Sabiá desperta um grande interesse na recuperação de áreas degradadas. Durante o crescimento dessa espécie, parte da biomassa que é produzida retorna ao solo na forma de galhos, folhas e estruturas reprodutivas, formando uma camada denominada de serapilheira. Tal condição exerce um importante papel na ciclagem de nutrientes, estabilização do solo, aumento da atividade biológica e atenuação de processos erosivos, propiciando desta forma o estabelecimento de outras espécies mais exigentes e conseqüentemente a recuperação de áreas degradadas (FRANCO *et al.*, 1992; COSTA *et al.*, 2004).

Além disso, esta espécie possui a característica de se associar simbioticamente a bactérias fixadoras de nitrogênio e fungos micorrízicos arbusculares, beneficiando seu desenvolvimento em locais adversos, principalmente em ambientes com déficit nutricional.

Estudando a dupla inoculação de rizóbio e micorriza em mudas de sabiá visando a recuperação em áreas degradadas, Pontes *et al.* (2012) relataram que esta técnica mostrou-se mais eficiente para a maximização da produção de plantas dessa espécie, além de induzir maior nodulação e eficiência simbiótica. Resultados semelhantes também foram observados por Burity *et al.* (2000) em mudas de sabiá inoculadas com rizóbio e FMA.

Oliveira e Alixandre (2013) ao trabalharem com mudas de sabiá sob níveis de fósforo em latossolo amarelo, relataram um maior incremento no crescimento da parte aérea e diâmetro do coleto quando inoculadas com *Claroideoglossum etunicatum* e FMA nativos em relação as plantas sob substrato sem inoculação.

Ao avaliarem o potencial de espécies florestais sobre o manejo microbiano para recuperação de áreas degradadas pela mineração de cassiterita, Mendes Filho *et al.* (2009)

relataram que a espécie *Mimosa caesalpiniaefolia* apresentou influência significativa na altura e massa seca da parte aérea, bem como nos teores de nitrogênio e fósforo quando inoculadas com FMA na presença de matéria orgânica em relação ao controle.

3.6. Fungos micorrízicos arbusculares (FMA) e sua importância

Os fungos micorrízicos arbusculares (FMA) formam importante simbiose com a grande maioria das plantas, ocorrendo em quase todos os ecossistemas, sendo formada aproximadamente em 80% das espécies de plantas terrestres com fungos do filo Glomeromycota (SCHÜBLER *et al.*, 2001), inclusive em solos alterados por atividades derivadas da mineração (DEL VAL *et al.*, 1999).

Esse tipo de simbiose denominada de “associação micorrízica” é um importante mecanismo de sobrevivência de alguns vegetais a locais adversos. Além de melhorar a absorção de água e nutrientes para as plantas, os fungos micorrízicos arbusculares estão envolvidos na captação e desintoxicação de vários poluentes, incluindo os metais pesados (TURNAU *et al.*, 2006).

A importância dos FMA associados a plantas na remediação de solos tem sido relatado por diversos autores (CHRISTIE *et al.*, 2004; CHEN *et al.*, 2005; SILVA *et al.*, 2006), pois, além de conferir melhor absorção de fósforo (P) e auxiliar no crescimento vegetal (RABIE, 2005), também podem contribuir na redução da disponibilidade de metais pesados para as plantas. No entanto, os mecanismos envolvidos na proteção dos FMA às plantas contra a toxidez dos metais ainda não são bem esclarecidos.

Alguns prováveis mecanismos são relatados na literatura, dentre eles, estão o efeito de diluição de elementos-traço nos tecidos vegetais (SCHNEIDER *et al.*, 2013), quelação dos metais por compostos secretados pelos FMA (VODNIK *et al.*, 2008) e redução da absorção dos metais devido a retenção e imobilização nas estruturas fungicas, aumentando a retenção destes nas raízes e reduzindo a translocação para parte aérea, diminuindo a probabilidade de toxidez nas plantas (CHRISTIE *et al.*, 2004).

Vários estudos vêm sendo realizados utilizando leguminosas arbóreas e fungos micorrízicos arbusculares (FMA) no estabelecimento de plantas em diferentes tipos de ambientes, incluindo áreas degradadas por mineração (LINS *et al.*, 2007).

Em mudas de *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit. em solos de caatinga sob impacto de mineração de cobre, LINS *et al.* (2007) relataram um melhor favorecimento na formação de folhas quando inoculadas com FMA. MA *et al.* (2008) trabalhando também com *Leucaena leucocephala* associado com minhocas e fungos micorrízicos arbusculares em áreas

de rejeitos de Zn e Pb, observaram benefícios para o crescimento e nutrição das plantas, além de proteção contra absorção de metais tóxicos.

Sugai *et al.* (2011) descrevem um melhor desenvolvimento da parte aérea de mudas de angico aos 150 dias após a germinação quando submetidas à inoculação com a composição de *Glomus etunicatum* e *Gigaspora margarita*, tanto em solo preservado quanto em solo antropizado.

3.7. Micorrizas arbusculares x Toxidez de manganês em plantas

A associação micorrízica é considerada um importante mecanismo o qual proporciona uma série de benefícios para a planta hospedeira. Além de melhorar o estado nutricional, existem alguns relatos de que os FMA podem reduzir a disponibilidade de alguns metais para as plantas, inclusive o manganês.

De acordo com Nogueira e Cardoso (2002) o teor de Mn e sua absorção são de forma geral menores em plantas micorrizadas. Os mesmos autores explicam ainda que este efeito pode contribuir para aumentar a tolerância das plantas ao excesso de Mn. Os mecanismos pelos quais os FMA proporcionam proteção às plantas contra o excesso deste elemento no solo ainda não são bem esclarecidos. No entanto, Nogueira e Cardoso (2002) atribuem a proteção das plantas contra o excesso de Mn a um efeito indireto dos fungos micorrízicos os quais podem causar mudanças tais como alterações do padrão da exsudação radicular e consequentemente na composição das comunidades de micro-organismos oxidantes e redutores de Mn na rizosfera e, por conseguinte, na nutrição das plantas em relação ao Mn.

Cardoso *et al.* (2003) estudando a absorção e translocação de manganês por plantas de soja micorrizadas sob doses crescentes deste nutriente, observaram que o FMA *Glomus macrocarpum* promoveu a maior proteção contra o excesso de Mn, resultando em maior retenção deste elemento nas raízes e menor translocação para a parte aérea. Enquanto que Nogueira e Cardoso (2002) ao pesquisarem a interação entre fungos micorrízicos arbusculares e a comunidade microbiana do solo na atenuação da toxidez de Mn em soja, observaram que as plantas micorrizadas apresentaram maior crescimento e atenuação da toxidez deste elemento, principalmente quando se reintroduziu a comunidade microbiana nativa. Em estudo mais recente, Becerril *et al.* (2013) observaram que a colonização de plantas de *Ambrosia psilostachya* pelos FMA diminuiu absorção de Mn nos tecidos vegetais desta espécie em contraste com plantas não micorrizadas.

4. MATERIAL E MÉTODOS

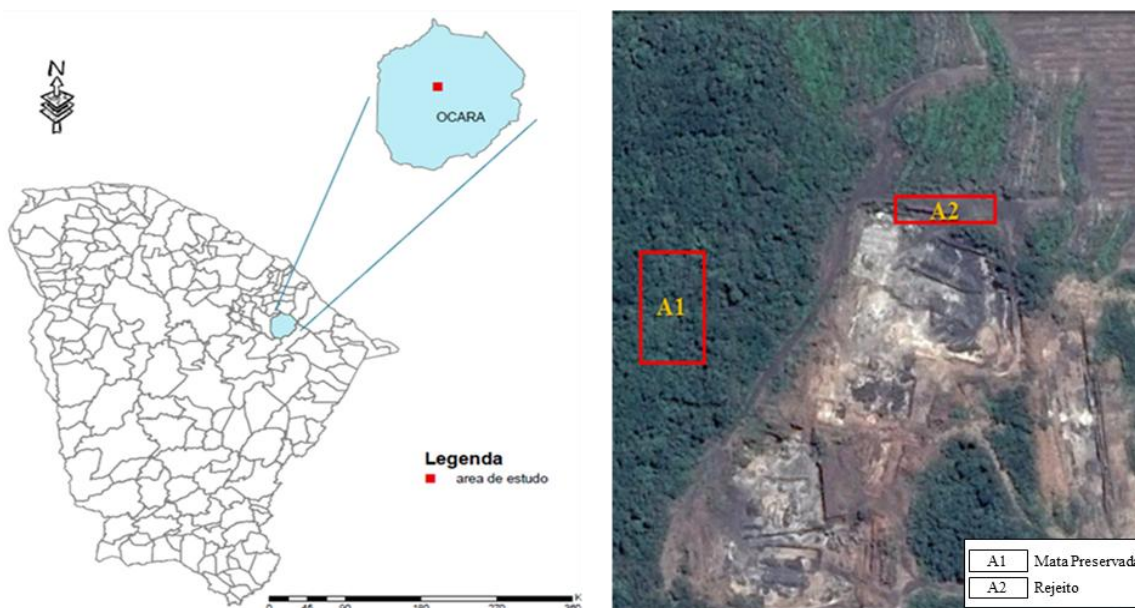
4.1. Localização e Clima da Área Experimental

O experimento foi conduzido em casa de vegetação do Departamento de Ciências do Solo (DCS) do centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal do Ceará (UFC), localizada no Campus do Pici, Fortaleza, Ceará ($3^{\circ}45'47''$ de latitude sul e $38^{\circ}31'23''$ de longitude oeste, altitude média de 47m), por um período de 60 dias (Dezembro de 2014 à Fevereiro de 2015). O clima da região é classificado como tropical, quente com temperatura e precipitação médias anuais de 27°C e 1600 mm respectivamente, sendo caracterizado por Köppen como tipo Aw¹.

4.2. Solo

Os solos utilizados neste experimento foram coletados a uma profundidade de 0-20 cm, em uma área de exploração mineral de manganês localizada no município de Ocara-CE a uma distância de 101 km de Fortaleza. A coleta dos solos foi realizada em duas áreas diferentes (Área - 1) e (Área - 2) (Figura 2). A primeira é uma área de mata preservada, isenta do processo de mineração (A1) e a segunda é uma área degradada pelo rejeito da mineração de Mn (A2). Após a coleta, foi realizado o peneiramento do solo em uma peneira com malha de 4 mm, sendo que uma parte de ambos os solos foi esterilizada em autoclave a 121°C a 1 atm de pressão por duas horas e incubado durante o período de 14 dias, enquanto a outra parte não autoclavada permaneceu em condições naturais.

Figura 2 - Localização da área de estudo. Fonte: Google Earth. 2015.



4.2.1. Caracterização Química e Física do Solo

O solo utilizado neste experimento apresentava as seguintes características físicas e químicas (Tabela 1).

Tabela 1 – Características químicas e físicas do solo da mata preservada (SMP) e do solo degradado pelo rejeito (SDR) usados no experimento antes (A) e depois (D) de 14 dias da autoclavagem.

Amostra	pH	Al	Ca	Mg	Na	K	S	H+Al	P	N	M.O.	
	(H ₂ O)	----- (cmolc/kg) -----						(mg/kg)	(g/kg)			
SMP	A	6,70	0,10	3,7	1,1	0,04	0,35	5,19	2,20	6,8	1,12	15,52
	D	7,57	0,10	3,4	1,4	0,10	0,34	5,23	0,60	10,0	1,12	
SDR	A	4,95	0,20	1,4	1,2	0,12	0,15	2,87	4,00	2,9	0,28	3,93
	D	5,74	0,10	1,7	1,6	0,24	0,18	3,72	4,00	4,0	0,28	
Amostra	Mn	Fe	Cu	Zn	Areia	Silte	Argila	Classificação Textural				
	----- (mg/kg) -----				(%)	(%)	(%)					
SMP	A	253,57	13,72	2,57	6,26	76,97	13,15	9,88	Franco-arenosa			
	D	520,17	42,1	3,26	8,17							
SDR	A	425,80	82,81	2,39	2,91	72,81	16,62	10,57	Franco-arenosa			
	D	746,71	137,99	4,32	4,61							

N (método micro-Kjeldahl); / P (Digestão nitroperclórica, colorimetria); / K, Na (Digestão nitroperclórica, espectrofotometria de chama); / Ca, Mg, Cu, Mn, Zn e Fe (Digestão nitroperclórica, espectrofotometria de absorção atômica);/Análise granulométrica (método da pipeta – Embrapa, 1997).

4.3. Instalação e Condução do Experimento

Os solos foram distribuídos em vasos de plásticos com capacidade de 5 litros de solo, sendo utilizado 4 kg de solo por vaso, os quais receberam uma adubação básica com: 27 mg de N, 100 mg de K, 40 mg de P e 30 mg de Ca por vaso. As fontes dos nutrientes utilizados foram: NH₂CONH₂, KCl, Ca(H₂PO₄)₂.H₂O e CaSO₄ respectivamente.

As sementes de Sabiá (*Mimosa caesalpiniaefolia* Benth.) foram adquiridas da empresa Biosementes, situada no Km. 24, Rodovia Ilhéus/Itabúna, BR 415.

As mudas foram produzidas em bandejas de isopor com 128 células, colocando duas sementes por célula, na profundidade de 2 cm. O substrato utilizado para produção das mudas nas bandejas foi areia autoclavada. Com 11 DAS (dias após a semeadura), foi realizado o desbaste em cada célula, selecionando-se a planta mais vigorosa.

Após o estabelecimento da germinação, as mudas foram inoculadas com 40g de solo-inocúlo contendo esporos e fragmentos de raízes de milho (*Zea mays* L.) colonizadas pelas espécies *Glomus clarum* e *Glomus etunicatum* isoladamente e em mistura, por ocasião do transplantio das mudas para os vasos plásticos contendo 4 kg de solo de acordo com cada tratamento proposto no experimento. Cada vaso recebeu duas mudas (Figura 3).

Os isolados utilizados neste experimento foram obtidos da coleção de culturas de FMA do laboratório de Microbiologia do Solo da Universidade Federal do Ceará (UFC), campus do Pici.

O inóculo foi colocado aproximadamente a 4 cm, abaixo da superfície do solo contido no recipiente. Visando o reestabelecimento da comunidade microbiana nos dois tipos de solos, exceto quanto aos FMA, foi adicionado 8 mL de um “filtrado” proveniente do solo da área de mata preservada (A1) não autoclavado em todos os vasos deste tratamento e 8 mL de um “filtrado” do solo da área degradada pelo rejeito (A2) não autoclavado para todos os vasos referentes a este tipo de solo. Para isso, o “filtrado” foi obtido pela agitação de 10 cm³ de solo de cada área separadamente em 1 dm³ de água destilada, sob agitação vigorosa. Em seguida, a suspensão foi passada por uma sequência de peneiras com malhas decrescentes, sendo a última de 44 µm, com a finalidade de reter os propágulos de FMA, cuja ausência no efluente foi confirmada sob microscópio estereoscópio.

As plantas foram mantidas em casa de vegetação e irrigadas diariamente durante todo o período de condução do experimento, que foi de 60 dias.

Figura 3 – (A) Preparo do solo para transplântio e (B) 1 DAT (dia após transplântio) das mudas de sabiá (*Mimosa caesalpiniaefolia* Benth.).



4.3.1. Variáveis avaliadas

Aos 60 dias após o transplântio foram avaliados:

I) Altura das plantas: determinada da superfície do substrato à inserção da última folha com auxílio de régua milimétrica (Figura 4);

II) Diâmetro do caule: mensurado a 3 cm do solo por meio de leituras com paquímetro digital;

III) Número de folíolos: por meio de contagem direta;

IV) Índice relativo de clorofila (IRC)

O índice relativo de clorofila foi estimado utilizando-se o clorofilômetro portátil Soil-Plant Analysis Development - SPAD-502 (Minolta Corp., Japão), no período entre as 8:00 – 10 horas da manhã. O índice refere-se à média dos quatro folíolos terminais.

Figura 4 – Determinação da altura (A), diâmetro do colo (B), número de folíolos (C) e índice relativo de clorofila (D) das plantas de sabiá (*Mimosa caesalpiniaefolia* Benth.).



V) Massa da matéria seca da raiz e da parte aérea:

Para mensuração das massas das matérias secas, 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.

VI) Comprimento do sistema radicular:

Determinado a partir do colo da planta até a extremidade da raiz principal, com auxílio de uma régua milimétrica.

VII) Acúmulo de macronutrientes (N, P e K) na parte aérea e manganês (Mn) na parte aérea e raiz:

Após a secagem em estufa, o material vegetal foi moído para realização das análises químicas. Os extratos para a análise dos teores de fósforo (P), potássio (K) e manganês (Mn) foram obtidos através da digestão nitroperclórica seguindo os procedimentos descritos por Malavolta *et al.* (1997). Os teores de Mn foram determinados por espectrofotometria de absorção atômica, K por fotometria de chama e o P por colorimetria.

Os teores de nitrogênio total foram determinados pelo método semimicro Kjeldahl, adaptado de Bremner e Mulvaney (1982) e Tedesco *et al.*, (1995), que se baseia na destilação e arraste de vapores.

VIII) Fator de translocação do Mn:

O fator de translocação (FT) foi obtido de acordo com Santillan *et al.* (2010) e calculado pela seguinte fórmula:

$$FT = \frac{\text{Concentração de Mn na parte aérea}}{\text{Concentração de Mn na raiz}}$$

IX) Eficiência micorrízica:

A eficiência micorrízica foi determinada pela fórmula $EM = [(biomassa\ total\ em\ plantas\ inoculadas\ com\ FMA - biomassa\ total\ em\ plantas\ não\ inoculadas\ com\ FMA) / biomassa\ total\ em\ plantas\ não\ inoculadas\ com\ FMA] \times 100$ (CHAVES *et al.*, 2005).

X) Colonização micorrízica radicular

Para avaliação da colonização micorrízica radicular, as raízes foram lavadas em água corrente e colocadas em um recipiente com solução de álcool a 70%. A clarificação e coloração das raízes para análise da colonização foram procedidas de acordo com a

metodologia proposta por Phillips e Hayman (1970) e adaptada por Koske e Gemma, (1989) e Grace e Stribley, (1991). A percentagem de colonização foi obtida segundo McGONIGLE *et al.*, (1990).

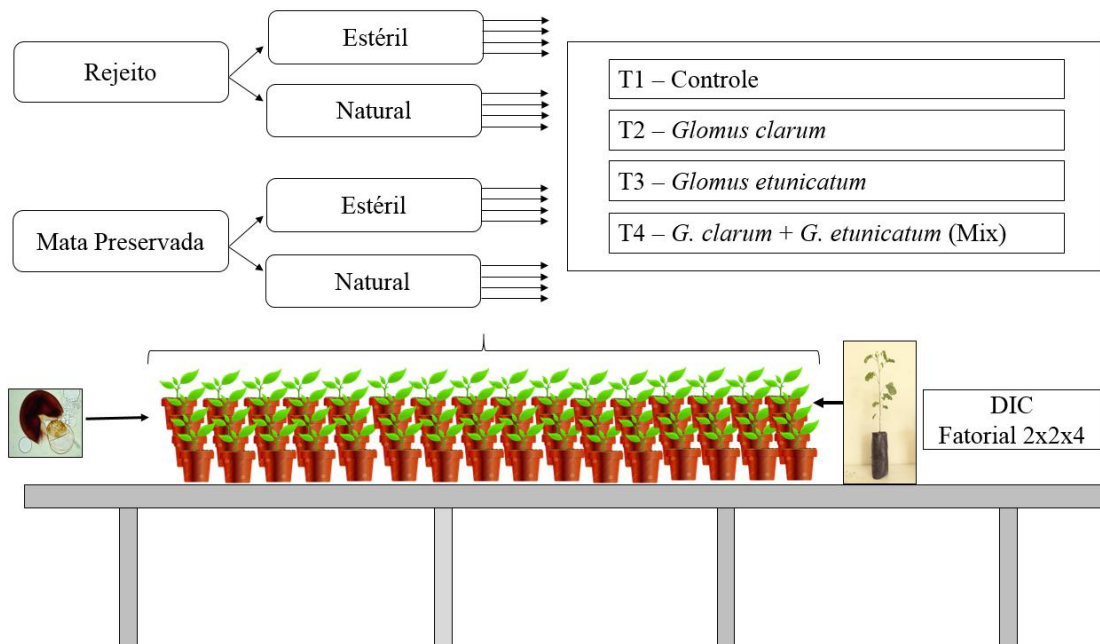
XI) Densidade de esporos de FMA no solo.

A densidade de esporos de FMA foi determinada através da extração de 100 g de solo via peneiramento úmido de cada amostra dos tratamentos, seguindo os procedimentos descritos por Gerdemann e Nicholson (1963).

4.4. Delineamento Experimental

O delineamento experimental adotado foi do tipo inteiramente casualizado, em arranjo fatorial 2x2x4, considerando-se: i) dois tipos de solo (degradado pelo rejeito e mata preservada); ii) duas condições de solo (estéril e natural); iii) quatro tratamentos de inoculação (não inoculado (controle), inoculado com *Glomus clarum*; inoculado com *Glomus etunicatum* e inoculado com *Glomus clarum* + *Glomus etunicatum* (Mix)), com quatro repetições, constituindo 64 unidades experimentais (Figura 5). Para variável eficiência micorrízica, essa foi analisada como fatorial 2x2x3, visto que o controle (não inoculado) não foi considerado na análise.

Figura 5 - Esquema do croqui do experimento. Fonte: GARCIA, K. G. V. 2015.



4.5. Análise Estatística

Os dados foram submetidos a análise de variância e as médias dos tratamentos foram comparadas entre si pelo teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade, utilizando o programa estatístico ASSISTAT versão 7.7 Beta (SILVA, 2013).

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Variáveis de crescimento

De acordo com a análise de variância (Tabela 2) observa-se que as variáveis de crescimento foram influenciadas significativamente pelos fatores condição de solo (estéril e natural) e tratamento de inoculação com FMA, porém apenas a altura (ALT), número de folíolos (NF), diâmetro do colo (DC), massa da matéria seca da parte aérea (MMSPA) e da raiz (MMSR) foram influenciadas pelo fator tipo de solo (degradado pelo rejeito e mata preservada). A interação entre tipo de solo x condição de solo foi significativa apenas para diâmetro do colo (DC) e comprimento do sistema radicular (CSR). Em relação a interação entre tipo de solo x tratamento de inoculação apenas as variáveis diâmetro do colo (DC) e comprimento do sistema radicular (CSR) não foram influenciadas significativamente. Na interação entre condição de solo x tratamento de inoculação observou-se influência significativa para todas as variáveis analisadas. Ao avaliar a interação entre os três fatores, verificou-se que todas as variáveis sofreram alterações significativas, com exceção do número de folíolos (NF) e diâmetro do colo (DC). Para se visualizar melhor este resultado, realizou-se o desdobramento do efeito dos tratamentos de inoculação sobre cada tipo de solo: Degradado pelo rejeito e Mata Preservada.

Tabela 2 – Resumo da análise de variância para altura (ALT), número de folíolos (NF), diâmetro do colo (DC), comprimento do sistema radicular (CSR), índice relativo de clorofila (IRC), massa da matéria seca da parte aérea (MMSPA) e da raiz (MMSR) para os fatores de tratamento e suas interações em *Mimosa caesalpiniaefolia* Benth.

F. V.	G.L.	QUADRADO MÉDIO						
		ALT	NF	DC	CSR	IRC	MMSPA	MMSR
TS (A)	1	19,88 ^{**}	41,77 ^{**}	4,33 [*]	0,58 ^{ns}	1,54 ^{ns}	79,05 ^{**}	4,84 [*]
CS (B)	1	366,92 ^{**}	273,34 ^{**}	160,33 ^{**}	12,49 ^{**}	172,41 ^{**}	236,87 ^{**}	144,62 ^{**}
FMA (C)	3	78,95 ^{**}	54,97 ^{**}	56,31 ^{**}	3,71 [*]	43,68 ^{**}	114,32 ^{**}	37,64 ^{**}
Int. (AxB)	1	2,92 ^{ns}	0,09 ^{ns}	7,89 ^{**}	7,80 ^{**}	1,27 ^{ns}	2,01 ^{ns}	0,03 ^{ns}
Int. (AxC)	3	7,01 ^{**}	15,89 ^{**}	2,54 ^{ns}	2,45 ^{ns}	3,68 [*]	16,54 ^{**}	3,64 [*]
Int. (BxC)	3	72,02 ^{**}	37,16 ^{**}	26,14 ^{**}	4,09 [*]	11,92 ^{**}	60,12 ^{**}	16,46 ^{**}
Int. (AxBxC)	3	2,83 [*]	0,78 ^{ns}	2,70 ^{ns}	7,71 ^{**}	3,04 [*]	5,97 ^{**}	3,29 [*]
Total	63	-	-	-	-	-	-	-
C.V.%	-	10,81	14,17	13,57	13,35	7,71	16,06	26,44

G.L – grau de liberdade; (A) – tipo de solo; (B) – condição de solo; (C) – tratamento de inoculação com FMA; CV – coeficiente de variação; **, *, ns – significativo pelo teste Scott-Knott ao nível de 1%, 5% de significância e não significativo, respectivamente.

5.1.1. Altura

Na variável altura (Tabela 3), verifica-se que, plantas cultivadas no solo degradado pelo rejeito da mineração de Mn e mata preservada somente apresentaram influência significativa entre os tratamentos de inoculação com FMA na condição de solo estéril. No solo degradado pelo rejeito, os tratamentos Mix e *G. etunicatum* proporcionaram aumentos de 71,5 % e 65,9 %, respectivamente em relação à ausência de inoculação. Ao utilizar esta mesma comparação para as plantas cultivadas no solo de mata preservada, observa-se que os tratamentos com *G. etunicatum* seguido do Mix promoveram aumentos de 78,3 % e 75,6 %, respectivamente, enquanto o tratamento com *G. clarum* apresentou resultados semelhantes ao controle. De um modo geral, ao analisar cada tratamento de inoculação entre as condições de solo (estéril e natural) verifica-se que plantas cultivadas sob condição natural apresentaram maiores valores em altura quando comparadas a condição estéril, com exceção do tratamento Mix no solo degradado pelo rejeito e do tratamento com *G. etunicatum* em mata preservada.

Tabela 3 – Altura (ALT) das plantas de sabiá (*Mimosa caesalpiniaefolia* Benth.) submetidas a dois tipos de solos (degradado pelo rejeito e mata preservada), duas condições (estéril e natural) e quatro tratamentos de inoculação com FMA.

Tratamentos de Inoculação (FMA)	Degradado pelo Rejeito		Mata Preservada	
	Estéril	Natural	Estéril	Natural
	ALT (cm)			
Controle	11,37 cB	40,37 aA	10,25 bB	46,62 aA
<i>Glomus clarum</i>	15,25 cB	44,50 aA	10,81 bB	46,18 aA
<i>Glomus etunicatum</i>	33,43 bB	40,50 aA	47,37 aA	48,06 aA
Mix	39,93 aA	41,62 aA	42,12 aB	49,81 aA

¹ – Médias seguidas da mesma letra minúsculas na coluna para cada condição de solo e letras maiúsculas na linha para cada tipo de solo separadamente, não diferem pelo teste de Scott-Knott a 5% de significância.

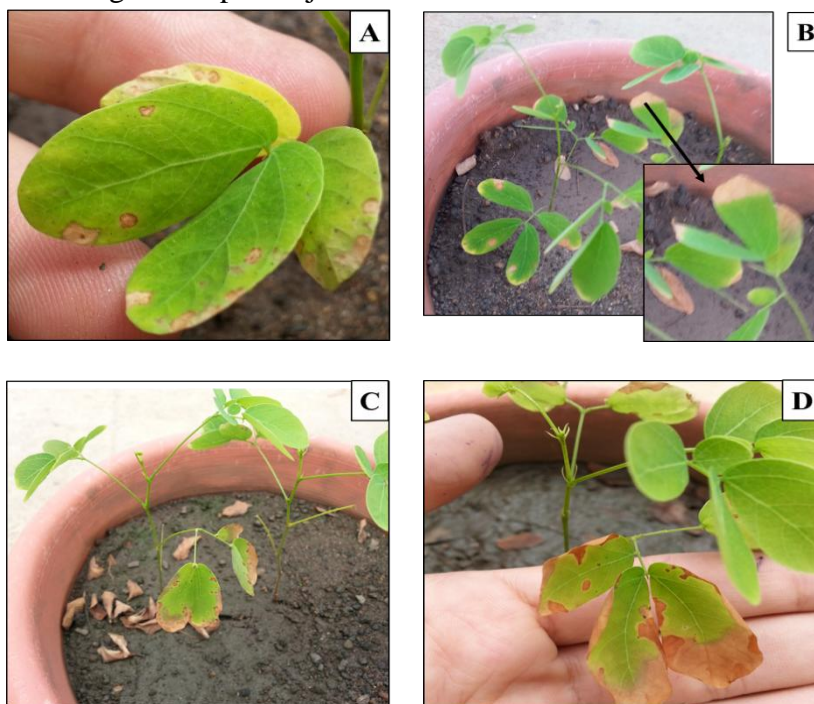
Estes resultados concordam parcialmente com os obtidos por Andrade *et al.* (2009) ao estudarem o crescimento e absorção de plantas de feijão de porco inoculadas com fungos micorrízicos arbusculares em um solo com quantidades crescentes de zinco. De acordo com os autores, as plantas micorrizadas apresentaram maior crescimento comparado às plantas não micorrizadas. Resultado semelhante também foi observado por Nogueira *et al.* (2007) ao trabalharem com plantas de soja inoculadas com *G. macrocarpum* e *G. etunicatum* cultivadas em um solo com elevado teor de manganês.

É importante também ressaltar que durante todo o período de condução do experimento, as plantas do controle cultivadas no solo degradado pelo rejeito principalmente na condição estéril apresentaram sintomas de toxidez (Figura 6), fato este que pode ter inibido o desenvolvimento das mesmas em relação às plantas inoculadas. Cardoso *et al.* (2003)

ressaltam que a diminuição da toxidez de Mn em plantas inoculadas com fungos micorrízicos arbusculares pode ser atribuída a um efeito indireto do maior teor de P nos tecidos, pela formação de complexo com o Mn dentro da planta que diminuem sua atividade.

Apesar do solo de mata preservada também possuir teores consideráveis de manganês, o surgimento de sintomas de toxidez nas plantas do controle (estéril) foram menos agressivos comparados às plantas cultivadas no solo degradado pelo rejeito. A maior expressividade da toxidez nestes tratamentos pode estar relacionado com a esterilização, tendo em vista que após realização deste procedimento foi observado na análise química aumento nos teores de manganês. Este aumento foi cerca de 42,9 % para o solo degradado pelo rejeito e 51,2 % para o solo de mata preservada (Tabela 1). De acordo com Nogueira *et al.* (2003) o aumento na disponibilidade de manganês após autoclavagem é atribuído a quebra térmica dos quelantes orgânicos, um dos principais fatores que regulam a disponibilidade de Mn.

Figura 6 – Sintomas de toxidez aos 15 (A), 30 (B), 45 (C) e 60 dias após transplante (D) em mudas de sabiá (*Mimosa caesalpiniaefolia* Benth.) do tratamento controle esterilizado cultivadas no solo degradado pelo rejeito.



5.1.2. Número de folíolos

Com base nos valores médios da interação tipo de solo x tratamento de inoculação (Tabela 4), verificou-se que, as plantas cultivadas no solo de mata preservada apresentaram maior valor no número de folíolos quando inoculadas com *G. etunicatum* (125,18 und. planta⁻¹).

Tabela 4 – Número de folíolos (NF) em plantas de sabiá (*Mimosa caesalpiniaefolia* Benth.) submetidas a dois tipos de solos (degradado pelo rejeito e mata preservada) e quatro tratamentos de inoculação com FMA.

Tipo de Solo	Tratamento de Inoculação			
	Controle	<i>G. clarum</i>	<i>G. etunicatum</i>	Mix
	NF (und. planta ⁻¹)			
Degradado pelo Rejeito	56,25 aB	66,43 aB	75,81 bA	86,87 bA
Mata Preservada	63,56 aC	63,18 aC	125,18 aA	107,25 aB

¹Médias seguidas por letra iguais maiúsculas na linha e minúsculas nas colunas, não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott, ao nível de significância de 1%.

Analisando a influência dos tratamentos de inoculação em cada tipo de solo, observa-se que as plantas cultivadas no solo degradado pelo rejeito sofreram influência de inoculação com o Mix e *G. etunicatum* em relação à ausência de inoculação, promovendo um aumento no número de folíolos de 34,4 % e 25,8 %, respectivamente, em relação ao controle. No solo de mata preservada também foram observadas diferenças estatísticas entre os tratamentos de inoculação, sendo que *G. etunicatum* foi o que apresentou maior percentual no número de folíolos das plantas de sabiá (49,2%) em relação ao controle.

Aumento na área foliar em plantas colonizadas por fungos micorrízicos arbusculares também foram observados por Andrade *et al.* (2009) em plantas de feijão de porco cultivadas em solo contaminado com zinco e por Souza *et al.* (2011) em plantas de *Calopogonium mucunoides* em solo contaminado com chumbo.

Na interação condição de solo x tratamento de inoculação com FMA (Tabela 5), observa-se que as plantas cultivadas em solo na condição natural promoveram os maiores valores para o número de folíolos, principalmente quando inoculadas com *G. etunicatum* (110,43 und. planta⁻¹).

Tabela 5 – Número de folíolos (NF) em plantas de sabiá (*Mimosa caesalpiniaefolia* Benth.) submetidas a duas condições de solo (estéril e natural) e quatro tratamentos de inoculação com FMA.

Condição de Solo	Tratamento de Inoculação			
	Controle	<i>G. clarum</i>	<i>G. etunicatum</i>	Mix
	NF (und. planta ⁻¹)			
Estéril	19,81 bB	27,68 bB	90,56 bA	89,81 bA
Natural	100 aA	101,93 aA	110,43 aA	104,31 aA

¹Médias seguidas por letra iguais maiúsculas na linha e minúsculas nas colunas, não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott, ao nível de significância de 1%.

No entanto, analisando cada condição (estéril e natural) somente foi observada diferença estatística na condição estéril, no qual os tratamentos *G. etunicatum* e Mix apresentaram melhores resultados, afetando positivamente o número de folíolos em 78,1 % e

77,9 % em relação ao controle, enquanto que, os resultados para o *G. clarum* foram semelhantes à ausência de inoculação.

Apesar de um maior número de folíolos observados na condição natural, os tratamentos de inoculação não influenciaram no aumento desta variável sob esta condição.

Possivelmente, a ausência de efeito significativo nos tratamentos de inoculação na condição natural ocorreu em virtude de uma maior competitividade dos FMA nativos em comparação aos FMA inoculados. Os maiores valores para o número de folíolos produzidos nesta condição, provavelmente possa estar relacionado com uma menor concentração de Mn e uma maior adaptabilidade e diversidade de FMA nativos presentes nessa condição quando comparadas a estéril. Estes resultados concordam parcialmente com os observados por Costa *et al.* (2005) em mudas de mangabeira. De acordo com os autores, as mudas inoculadas com FMA apresentaram maiores valores de área foliar sob condições naturais comparadas as cultivadas em solo desinfestado, com exceção do FMA *Gigaspora albida*.

5.1.3. Diâmetro do Colo

Considerando a interação tipo de solo x condição de solo (Tabela 6), os maiores valores para o diâmetro do colo foram observados em plantas de sabiá cultivadas em solo sob condição natural para os dois tipos de solos analisados. Esses valores foram de 4,13 mm para o solo degradado pelo rejeito e 4,74 mm para o de mata preservada.

Tabela 6 – Diâmetro do colo (DC) das plantas de sabiá (*Mimosa caesalpiniaefolia* Benth.) submetidas a dois tipos de solos (degradado pelo rejeito e mata preservada) e duas condições (estéril e natural).

Tipo de Solo	Condição de Solo	
	Estéril	Natural
	DC (mm)	
Degradado pelo Rejeito	2,91 aB	4,13 bA
Mata Preservada	2,82 aB	4,74 aA

¹Médias seguidas por letra iguais maiúsculas na linha e minúsculas nas colunas, não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott, ao nível de significância de 1%.

No entanto, os valores médios de diâmetro do colo observados em plantas cultivadas no solo de mata preservada na condição natural foram superiores (12,8%) ao de plantas cultivadas no solo degradado pelo rejeito. Na condição de solo estéril não houve influência significativa do diâmetro do colo entre os tipos de solos, fato que possivelmente possa estar

relacionado com a elevação dos teores de manganês no solo de mata preservada após a esterilização, tornando-se próximo aos teores do solo degradado pelo rejeito.

No tocante a interação entre condição de solo x tratamento de inoculação (Tabela 7), os maiores valores médio de diâmetro do colo foram registrados na condição natural quando inoculados com *G. etunicatum* (4,93 mm).

Tabela 7 – Diâmetro do colo (DC) das plantas de sabiá (*Mimosa caesalpiniaefolia* Benth.) submetidas a duas condições de solo (estéril e natural) e quatro tratamentos de inoculação com FMA.

Condição de Solo	Tratamento de Inoculação			
	Controle	<i>G. clarum</i>	<i>G. etunicatum</i>	Mix
	DC (mm)			
Estéril	1,44 bB	1,62 bB	4,43 aA	3,96 aA
Natural	4,07 aB	4,33 aB	4,93 aA	4,41 aB

¹Médias seguidas por letra iguais maiúsculas na linha e minúsculas nas colunas, não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott, ao nível de significância de 1%.

Ao analisar cada condição de solo (estéril e natural), as plantas cultivadas em solo estéril e inoculadas com *G. etunicatum* e Mix apresentaram-se significativamente superiores aos dos tratamentos com *G. clarum* e controle. Já em relação à condição natural, somente houve influência do tratamento com *G. etunicatum*, o qual promoveu um aumento de 17,4% em relação ao controle. Ao comparar os tratamentos de inoculação com FMA entre condições de solo, apenas os tratamentos com *G. etunicatum* e Mix não apresentaram diferenças significativas entre o solo estéril e natural.

5.1.4. Comprimento do sistema radicular

Com relação ao comprimento do sistema radicular (CSR) verificou-se que as plantas cultivadas no solo degradado pelo rejeito não sofreram influência da inoculação com os FMA e nem das condições de solo estéril e natural (Tabela 8).

Em plantas cultivadas no solo de mata preservada, os maiores valores para o comprimento do sistema radicular foram observados em plantas inoculadas com *G. etunicatum* na condição de solo estéril, o qual promoveu um aumento de 46% nesta variável em relação ao controle. Ao comparar entre as condições de solo a maioria das plantas cultivadas na condição natural, mostraram-se superiores a condição estéril, com exceção das plantas inoculadas com *G. etunicatum*. De forma geral, os maiores valores para esta variável foram observados nas plantas cultivadas no solo de mata preservada sob condição natural.

Tabela 8 – Comprimento do sistema radicular (CSR) das plantas de sabiá (*Mimosa caesalpiniaefolia* Benth.) submetidas a dois tipos de solos (degradado pelo rejeito e mata preservada), duas condições (estéril e natural) e quatro tratamentos de inoculação com FMA.

Tratamentos de Inoculação (FMA)	Degradado pelo Rejeito		Mata Preservada	
	Estéril	Natural	Estéril	Natural
	CSR (cm)			
Controle	27,56 aA	31,06 aA	19,93 bB	31,12 aA
<i>Glomus clarum</i>	33,12 aA	30,81 aA	23,87 bB	36,43 aA
<i>Glomus etunicatum</i>	28,18 aA	31,31 aA	36,93 aA	29,68 aB
Mix	30,12 aA	28,75 aA	24,12 bB	32,75 aA

¹ – Médias seguidas da mesma letra minúsculas na coluna para cada condição de solo e letras maiúsculas na linha para cada tipo de solo separadamente, não diferem pelo teste de Scott-Knott a 1% de significância.

Os elevados teores de Mn presente no solo degradado pelo rejeito podem ter inibido a influência dos tratamentos de inoculação no comprimento do sistema radicular comparado ao de mata preservada. Desse mesmo modo, Cipriani (2011) estudando o comportamento de plantas de sabiá e *Acacia mangium* em solo sob doses de arsênio também não observou influência dos FMA no comprimento do sistema radicular. O mesmo autor ainda observou que à medida que se elevava a dose deste metal ocorreu maior redução no comprimento desta variável.

Por outro lado, Solís-Domínguez *et al.* (2011) trabalhando com o efeito de fungos micorrízicos arbusculares em plantas de algaroba cultivadas em solo de mineração de zinco, contendo também altos teores de chumbo, observaram diferenças significativas no crescimento radicular quando inoculadas com FMA comparadas a ausência de inoculação. De acordo com estes autores, um inóculo comercial de FMA promoveu maior crescimento do comprimento de raízes, mesmo não tendo apresentado diferenças entre os outros dois FMA estudados (*G. intraradices* e um inóculo nativo). Resultados semelhantes no aumento do comprimento de raízes também foram observados por Chen *et al.* (2007) em plantas de *P. vittata*, *T. repens* e *C. drummondii* colonizadas por *Glomus mosseae* comparadas às não colonizadas em solo de mineração de cobre.

5.1.5. Índice relativo de clorofila

Em relação ao índice relativo de clorofila (Tabela 9), observa-se que, plantas cultivadas no solo degradado pelo rejeito somente apresentaram diferença significativa entre os tratamentos de inoculação na condição estéril, na qual as maiores médias foram verificadas para o tratamento Mix (25,15), seguido de *G. etunicatum* (24,03) e *G. clarum* (20,53), respectivamente, em relação ao controle.

Tabela 9 – Índice relativo de clorofila (IRC) das plantas de sabiá (*Mimosa caesalpiniaefolia* Benth.) submetidas a dois tipos de solo (degradado pelo rejeito e mata preservada), duas condições (estéril e natural) e quatro tratamentos de inoculação com FMA.

Tratamentos de Inoculação (FMA)	Degradado pelo Rejeito		Mata Preservada	
	Estéril	Natural	Estéril	Natural
	IRC			
Controle	14,81 cB	24,95 aA	17,57 bB	24,95 bA
<i>Glomus clarum</i>	20,53 bB	27,06 aA	16,00 bB	27,52 aA
<i>Glomus etunicatum</i>	24,03 aB	28,02 aA	26,00 aB	30,05 aA
Mix	25,15 aA	26,92 aA	25,17 aB	28,87 aA

¹ – Médias seguidas da mesma letra minúsculas na coluna para cada condição de solo e letras maiúsculas na linha para cada tipo de solo separadamente, não diferem pelo teste de Scott-Knott a 1% de significância.

Ao analisar cada tratamento de inoculação entre as duas condições de solo (estéril e natural), verifica-se que, de uma forma geral, as plantas cultivadas no solo degradado pelo rejeito apresentaram as maiores médias quando cultivadas sob condição natural, com exceção para o tratamento de inoculação Mix. Com relação ao solo de mata preservada, analisando cada condição de solo isoladamente é possível observar que, na condição estéril tanto o tratamento Mix (25,17), quanto o *G. etunicatum* (26,00), foram significativamente superiores ao tratamento com *G. clarum* e o controle. Na condição natural o maior valor para o IRC foi registrado quando as plantas foram inoculadas com *G. etunicatum*, seguidos do tratamento Mix e *Glomus clarum*, os quais promoveram aumentos 16,9 %, 13,6 % e 9,3 % respectivamente, em relação ao controle.

Os menores IRC observados no tratamento controle e *G. clarum* na condição estéril em ambos os solos analisados podem estar relacionados com o surgimento de sintomas de toxidez nos dois tratamentos citados, sendo estes sintomas mais expressivos nas plantas do tratamento controle cultivados no solo degradado pelo rejeito sob condição estéril. Conforme Becerril *et al.* (2013) altas concentrações de manganês nas folhas podem contribuir para diminuição da taxa fotossintética e surgimento de manchas necróticas de coloração marrom nas folhas, o que possivelmente pode ter provocado redução no IRC.

Estudos realizados por AL-AMRI (2013) com inoculação de FMA em plantas de *Vicia faba* cultivadas em solos contaminados com metais provindos de água residuária em diferentes concentrações, também demonstraram resultados semelhantes ao presente trabalho. Este autor observou valores de IRC superiores em plantas inoculadas com FMA comparadas a ausência de inoculação. Resultados também constatado por Zhang *et al.* (2010) em plantas de milho cultivadas em solos com diferentes concentrações de chumbo e Latef *et al.* (2011) em plantas de pimenta cultivadas em solo contaminado com cobre.

Ao comparar cada tratamento de inoculação entre as condições de solo estéril e natural, verifica-se que todos os tratamentos na condição natural foram superiores a condição estéril, o que possivelmente possa estar relacionado à nodulação das plantas de sabiá por bactérias nativas capazes de fixar N₂ atmosférico. De acordo com Figueiredo *et al.* (2011) o conteúdo de clorofila medida com o clorofilômetro SPAD correlaciona-se positivamente com a concentração de nitrogênio na planta.

5.1.6. Massa da matéria seca da parte aérea

Em plantas cultivadas no solo degradado pelo rejeito, ao analisar cada condição de solo (estéril e natural), observa-se que a produção de MMSPA somente apresentou diferenças significativas entre os tratamentos de inoculação na condição estéril, a qual foi influenciada mais expressivamente pelos tratamentos com o Mix e *G. etunicatum*, os quais promoveram um aumento na MMSPA de 96,6 % e 95,5 % em relação à ausência de inoculação (Tabela 10). Ao analisar as diferenças para cada tratamento de inoculação com FMA entre as condições de solo (estéril e natural), plantas cultivadas em solo na condição natural apresentaram aumento significativo na produção de MMSPA comparado à condição estéril, com exceção do tratamento de inoculação Mix.

Tabela 10 – Massa da matéria seca da parte aérea (MMSPA) das plantas de sabiá (*Mimosa caesalpiniaefolia* Benth.) submetidas a dois tipos de solos (degradado pelo rejeito e mata preservada), duas condições (estéril e natural) e quatro tratamentos de inoculação com FMA.

Tratamentos de Inoculação (FMA)	Degradado pelo Rejeito		Mata Preservada	
	Estéril	Natural	Estéril	Natural
	MMSPA (g)			
Controle	0,28 cB	7,20 aA	0,29 cB	8,82 bA
<i>Glomus clarum</i>	0,58 cB	8,48 aA	0,37 cB	9,90 bA
<i>Glomus etunicatum</i>	6,29 bB	8,26 aA	13,45 aA	12,21 aA
Mix	8,24 aA	7,43 aA	9,82 bB	12,23 aA

¹ – Médias seguidas da mesma letra minúsculas na coluna para cada condição de solo e letras maiúsculas na linha para cada tipo de solo separadamente, não diferem pelo teste de Scott-Knott a 1% de significância.

Resultados no aumento da produção de MMSPA em solos com metais e inoculados com FMA também foram observados em plantas de soja com *Glomus macrocarpum* em solo com teores elevados manganês (CARDOSO *et al.*, 2003), plantas de algaroba inoculadas com *Glomus intraradices* em solo com chumbo (SOLÍS-DOMÍNGUEZ *et al.*, 2011) e em plantas de *Brachiaria decumbens* Stapf. inoculadas com *Scutellospora pellucida* em solo com Zn, Cd, Cu e Pb (SILVA, 2006).

Em relação às plantas cultivadas em solo de mata preservada a maior produção de MMSPA foi observada sob a condição estéril, principalmente quando inoculadas com *G. etunicatum* (13,45 g) e Mix (9,82 g), enquanto as plantas inoculadas com *G. clarum* apresentaram resultados semelhantes ao controle. Na condição natural os maiores valores para esta variável foram influenciados significativamente pelos tratamentos Mix (12,3 g) e *G. etunicatum* (12,21 g). Quando se compara a MMSPA de cada tratamento de inoculação com FMA das plantas cultivadas no solo de mata preservada entre as condições de solo, verifica-se de maneira geral que a MMSPA sob condição natural foi superior em todos os tratamentos comparados a condição estéril, com exceção do tratamento *G. etunicatum*.

As plantas cultivadas em solo de mata preservada apresentaram valores mais elevados do que as cultivadas em solo degradado pelo rejeito, fato facilmente explicável pela menor concentração de Mn presente nesse solo (Tabela 1), o que refletiu em maior crescimento das plantas e conseqüentemente maior biomassa.

5.1.7. Massa da matéria seca da raiz

A ausência de inoculação em plantas de sabiá causou uma diminuição na produção de MMSR em ambos os solos (degradado pelo rejeito e mata preservada) sob as duas condições (estéril e natural). No solo degradado pelo rejeito, sob condição estéril o tratamento Mix e *G. etunicatum* aumentaram a produção de MMSR em 96 % e 94,3 %, respectivamente, em comparação com o tratamento controle. Enquanto que na condição natural, *G. etunicatum*, *G. clarum* e o Mix foram os mais eficientes em promover aumento da MMSR quando comparados à ausência de inoculação (Tabela 11). De forma geral, ao analisar cada tratamento de inoculação com FMA entre as condições de solo, a MMSR na condição natural apresentou valores superiores à condição estéril, com exceção do tratamento Mix.

No solo de mata preservada, os tratamentos com *G. etunicatum* e Mix sob condição estéril também foram os mais eficientes, promovendo aumentos na MMSR de 97,5 % e 95,6 %, respectivamente, quando comparados ao controle. Na condição natural os aumentos ocorreram pela inoculação de *G. etunicatum* (39,9 %), Mix (37,6 %) e *G. clarum* (33,7 %). De forma geral, as plantas cultivadas no solo de mata preservada apresentaram valores mais elevados de MMSR em relação às plantas do solo degradado pelo rejeito.

Tabela 11 – Massa da matéria seca da raiz (MMSR) das plantas de sabiá (*Mimosa caesalpiniaefolia* Benth.) submetidas a dois tipos de solo (degradado pelo rejeito e mata preservada), duas condições (estéril e natural) e quatro tratamentos de inoculação com FMA.

Tratamentos de Inoculação (FMA)	Degradado pelo Rejeito		Mata Preservada	
	Estéril	Natural	Estéril	Natural
	MMSR (g)			
Controle	0,14 bB	2,98 bA	0,12 cB	3,02 bA
<i>Glomus clarum</i>	0,18 bB	4,54 aA	0,17 cB	4,56 aA
<i>Glomus etunicatum</i>	2,46 aB	4,31 aA	4,83 aA	5,03 aA
Mix	3,53 aA	3,76 aA	2,77 bB	4,84 aA

¹ – Médias seguidas da mesma letra minúsculas na coluna para cada condição de solo e letras maiúsculas na linha para cada tipo de solo separadamente, não diferem pelo teste de Scott-Knott a 1% de significância.

De forma semelhante ao comportamento da MMSPA, a MMSR destaca a sensibilidade da espécie micorrízica e da produção de MMSR em concentrações mais elevadas de metais, fato confirmado por Siqueira *et al.* (1999) ao estudarem micorrizas arbusculares no crescimento de mudas de árvores em solo com excesso de metais pesados.

De maneira geral, em ambos os solos, os tratamentos inoculados com FMA produziram uma maior quantidade de MMSR comparados ao controle. Jankong e Visoottiviseth (2008) ao estudarem três espécies de plantas inoculadas com FMA em solo contaminado com arsênio, observaram que a MMSR da espécie *Melastoma malabathricum* foi afetada significativamente em 78,9 % em relação à ausência de inoculação. Por outro lado, os mesmos autores observaram que as outras duas espécies estudadas não sofreram influência da inoculação com FMA comparado as plantas do tratamento controle. Ficando evidente que os benefícios causados às plantas micorrizadas dependem bastante da espécie do fungo e da planta envolvida na associação.

5.2. Densidade de esporos e colonização micorrízica radicular

Observa-se na tabela 12 que, para variável densidade de esporos (DE) apenas a interação entre os três fatores não foi significativa. Em relação à colonização micorrízica radicular todos os fatores isolados, assim como, as interações tipo de solo x tratamento de inoculação com FMA e condição de solo x tratamento de inoculação com FMA foram afetadas significativamente.

Tabela 12 – Resumo da análise de variância para densidade de esporos (DE) e colonização micorrízica radicular (CMR) para os fatores de tratamento e suas interações em *Mimosa caesalpiniaefolia* Benth..

F. V.	G.L.	QUADRADO MÉDIO	
		DE	CMR
TS (A)	1	304,47 ^{**}	38,03 ^{**}
CS (B)	1	77,60 ^{**}	233,11 ^{**}
FMA (C)	3	23,28 ^{**}	79,09 ^{**}
Int. (AxB)	1	58,57 ^{**}	2,35 ^{ns}
Int. (AxC)	3	10,77 ^{**}	5,24 ^{**}
Int. (BxC)	3	4,86 ^{**}	64,53 ^{**}
Int. (AxBxC)	3	2,44 ^{ns}	0,87 ^{ns}
Total	63	-	-
C.V.%	-	31,97	15,34

G.L. – grau de liberdade; (A) – tipo de solo; (B) – condição de solo; (C) – tratamento de inoculação com FMA; CV – coeficiente de variação; **, *, ns – significativo pelo teste Scott-Knott ao nível de 1%, 5% de significância e não significativo, respectivamente.

5.2.1. Densidade de esporos

Para densidade de esporos (Tabela 13), os maiores valores foram verificados no solo de mata preservada sob o tratamento de inoculação com FMA *Glomus etunicatum* (3893,12 esp./100 g de solo⁻¹).

Tabela 13 – Densidade de esporos (DE) das plantas de sabiá (*Mimosa caesalpiniaefolia* Benth.) submetidas a dois tipos de solos (degradado pelo rejeito e mata preservada) e quatro tratamentos de inoculação com FMA.

Tipo de Solo	Tratamento de Inoculação			
	Controle	<i>G. clarum</i>	<i>G. etunicatum</i>	Mix
	Densidade de Esporos (esp. 100 g ⁻¹)			
Degradado pelo Rejeito	255,62 bA	412,50 bA	717,50 bA	499,37 bA
Mata Preservada	1515,93 aD	2255,62 aC	3893,12 aA	2901,87 aB

¹Médias seguidas por letra iguais maiúsculas na linha e minúsculas nas colunas, não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott, ao nível de significância de 1%.

Ao analisar cada tipo de solo isoladamente, observa-se que, somente houve influência significativa entre os tratamentos de inoculação no solo de mata preservada, no qual os FMA

G. etunicatum, Mix e *G. clarum* promoveram aumentos na densidade de esporos de 61 %, 47,7 % e 32,7 %, respectivamente, em relação ao controle. De forma geral, a densidade de esporos no solo degradado pelo rejeito apresentou uma redução significativa em comparação ao solo de mata preservada.

Schneider *et al.* (2012) estudando o uso de pteridófitas associadas a fungos micorrízicos arbusculares em solo contaminado com arsênio, verificaram redução na densidade de esporos de FMA no solo com rejeito em relação ao solo menos contaminado. Resultados semelhantes também foram observados por Klauberg-Filho *et al.* (2002), os quais constataram maior densidade de esporos em locais com menor contaminação por metais pesados. De acordo com Stürmer e Bellei (1994), possivelmente este fato possa estar relacionado com o melhor crescimento vegetativo do hospedeiro e o maior nível de colonização micorrízica em solos com menor teor de contaminação.

Outra hipótese a ser considerada na redução da densidade de esporos no solo degradado pelo rejeito é o fato do menor desenvolvimento das plantas aliado a menor presença de matéria orgânica e dos elevados teores de Mn quando comparados ao solo de mata preservada. Fatores estes que conforme Pawlowska e Charvat (2004) podem limitar a germinação de esporos, desenvolvimento do micélio extrarradicular e esporulação do fungo.

Levando em consideração a interação entre condição de solo x tratamento de inoculação com FMA (Tabela 13), observa-se que, tanto na condição estéril quanto natural houve diferença significativa entre os tratamentos de inoculação, sendo esta mais expressiva na condição natural com o *G. etunicatum* (39,4%) comparada à ausência de inoculação, enquanto o tratamento Mix e *G. clarum* foram semelhantes ao controle. Por outro lado, na condição estéril todos os tratamentos inoculados foram significativamente superiores ao controle. De uma forma geral, a condição natural apresentou valores mais elevados na densidade de esporos do que o solo estéril.

Tabela 14 – Densidade de esporos (DE) das plantas de sabiá (*Mimosa caesalpiniaefolia* Benth.) submetidas a duas condições (estéril e natural) e quatro tratamentos de inoculação com FMA.

Condição de Solo	Tratamento de Inoculação			
	Controle	<i>G. clarum</i>	<i>G. etunicatum</i>	Mix
	Densidade de Esporos (esp. 100 g ⁻¹)			
Estéril	0,00 bC	886,25 bB	1685,00 bA	1463,12 aA
Natural	1771,56 aB	1781,87 aB	2925,62 aA	1938,12 aB

¹Médias seguidas por letra iguais maiúsculas na linha e minúsculas nas colunas, não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott, ao nível de significância de 1%.

É importante ressaltar que na condição natural no solo de mata preservada foi encontrada uma diversidade de esporos bem maior que no solo degradado pelo rejeito. No solo de mata preservada foram identificados esporos do gênero *Glomus* sp. e *Gigaspora* sp., enquanto que no solo degradado pelo rejeito somente foi identificado basicamente o gênero *Glomus* sp. Bezerra *et al.* (2011) relataram que o gênero *Glomus* apresenta uma alta capacidade adaptativa a faixas amplas de condições ambientais.

De acordo com Souza *et al.* (2011), quando se trata do interesse do uso de micro-organismos simbióticos em programas de fitorremediação em áreas contaminadas, a avaliação de espécies de FMA que trazem maiores benefícios quando associadas a uma determinada espécie de planta pode, conseqüentemente, aumentar o potencial desta no processo de fitorremediação.

5.2.2. Colonização micorrízica radicular

De acordo com a interação tipo de solo x tratamento de inoculação com FMA para colonização micorrízica (Tabela 15), observa-se que em ambos os solos (degradado pelo rejeito e mata preservada) os tratamentos com *G. etunicatum* e Mix apresentaram maior destaque no aumento desta variável. Analisando-se o solo degradado pelo rejeito é possível verificar que os aumentos foram na ordem de 48,5 % e 44,9 %, respectivamente, para os tratamentos Mix e *G. etunicatum* em relação ao controle. Enquanto que, para mata preservada esses aumentos foram de 60,1 %, 56,5 % e 36,7 % respectivamente, para os tratamentos *G. etunicatum*, Mix e *G. clarum*.

Tabela 15 – Colonização micorrízica radicular (CMR) das plantas de sabiá (*Mimosa caesalpiniaefolia* Benth.) submetidas a dois tipos de solos (degradado pelo rejeito e mata preservada) e quatro tratamentos de inoculação com FMA.

Tipo de Solo	Tratamento de Inoculação			
	Controle	<i>G. clarum</i>	<i>G. etunicatum</i>	Mix
	Colonização Micorrízica Radicular (%)			
Degradado pelo Rejeito	22,81 aB	27,56 bB	41,45 bA	44,30 bA
Mata Preservada	23,36 aC	36,94 aB	58,60 aA	53,75 aA

¹Médias seguidas por letra iguais maiúsculas na linha e minúsculas nas colunas, não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott, ao nível de significância de 1%.

Ao analisar os dois tipos de solos de uma forma geral, observa-se que no solo degradado pelo rejeito houve uma redução na porcentagem de colonização micorrízica radicular das plantas em todos os tratamentos de inoculação comparado ao solo de mata preservada.

Contudo, apesar desta redução acentuada no solo degradado pelo rejeito, os tratamentos Mix e *G. etunicatum* promoveram uma elevação da colonização micorrízica comparado ao tratamento controle, o que pode indicar uma maior adaptabilidade tanto da espécie vegetal quanto dos micro-organismos a estas condições. Resultados semelhantes aos encontrados para esta variável também foram observados por Nogueira *et al.* (2003) ao estudar a eficiência simbiótica e toxidez de manganês em soja em função de dois tipos de solo. Estes autores observaram que durante o período de 12 semanas as plantas inoculadas com os FMA *G. etunicatum* e *G. macrocarpum* apresentaram uma maior colonização das raízes no solo com maior concentração de Mn quando comparadas à ausência de inoculação.

Becerril *et al.* (2013) ao analisarem os impactos do manganês no meio ambiente, interações entre solos, plantas e micorrizas arbusculares, observaram ausência de colonização micorrízica em plantas de *A. psilostachya* que cresceram em solos de resíduos da mineração, mesmo apresentando 44,7 esporos/250 g de solo. Em contrapartida, estes autores relatam que essa mesma espécie cultivada em solo sob vegetação nativa apresentou tanto colonização das raízes por FMA quanto uma densidade de esporos superior comparado as plantas cultivadas em resíduo da mineração de Mn.

Em relação à interação entre condição de solo x tratamento de inoculação (Tabela 16), o maior valor médio de CMR foi verificado na condição natural com o tratamento *G. clarum* (52,25 %).

Tabela 16 – Colonização micorrízica radicular (CMR) das plantas de sabiá (*Mimosa caesalpiniaefolia* Benth.) submetidas a duas condições (estéril e natural) e quatro tratamentos de inoculação com FMA.

Condição de Solo	Tratamento de Inoculação			
	Controle	<i>G. clarum</i>	<i>G. etunicatum</i>	Mix
	Colonização Micorrízica Radicular (%)			
Estéril	0,00 bC	12,25 bB	48,81 aA	48,12 aA
Natural	46,18 aA	52,25 aA	51,25 aA	49,93 aA

¹Médias seguidas por letra iguais maiúsculas na linha e minúsculas nas colunas, não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott, ao nível de significância de 1%.

Analisando cada condição de solo (estéril e natural), observa-se que somente houve diferença significativa entre os tratamentos de inoculação na condição estéril, na qual os tratamentos *G. etunicatum* e Mix foram superiores ao *G. clarum* e controle. Em geral, nota-se que plantas cultivadas na condição natural, apresentaram maior percentual de colonização micorrízica radicular quando comparadas a condição estéril. Resultados semelhantes a estes também foram evidenciados por Aguiar *et al.* (2004) em plantas de algaroba e Carneiro *et al.* (2009) em plantas de alfafa sob condição natural.

De acordo com Smith e Read (1997) a maior colonização geralmente é seguida por estímulo no crescimento da planta, na maioria das vezes atribuído ao aumento da absorção de P, em solos que dispõe de uma baixa disponibilidade desse elemento.

5.3. Eficiência micorrízica

No resumo da análise de variância da tabela 17, observa-se que todos os fatores isolados, bem como suas interações apresentaram efeito significativo para a eficiência micorrízica.

Tabela 17 – Resumo da análise de variância para eficiência micorrízica (EFM) para os fatores de tratamento e suas interações em *Mimosa caesalpiniaefolia* Benth..

F. V.	G.L.	QUADRADO MÉDIO	
		EFM	
TS (A)	1	8,88**	
CS (B)	1	156,12**	
FMA (C)	2	38,52**	
Interação (AxB)	1	8,24**	
Interação (AxC)	2	5,88**	
Interação (BxC)	2	38,20**	
Interação (AxBxC)	2	5,74**	
Total	47	-	
C.V.%	-	53,84	

G.L – grau de liberdade; (A) – tipo de solo; (B) – condição de solo; (C) – tratamento de inoculação com FMA; CV – coeficiente de variação; **, *, ns – significativo pelo teste Scott-Knott ao nível de 1%, 5% de significância e não significativo, respectivamente.

Analisando a eficiência micorrízica dos três tratamentos de inoculação com FMA, verifica-se que tanto no solo degradado pelo rejeito quanto no solo de mata preservada somente houve influência significativa dos tratamentos de inoculação na condição estéril (Tabela 18). No solo degradado pelo rejeito, o tratamento Mix e *G. etunicatum* destacam-se do controle nesta mesma condição, com valores máximos de 2603,64 % e 1959,77 %, respectivamente.

Tabela 18 – Eficiência micorrízica (EFM) das plantas de sabiá (*Mimosa caesalpiniaefolia* Benth.) submetidas a dois tipos de solos (degradado pelo rejeito e mata preservada), duas condições (estéril e natural) e três tratamentos de inoculação com FMA.

Tratamentos de Inoculação (FMA)	Degradado pelo Rejeito		Mata Preservada	
	Estéril	Natural	Estéril	Natural
	EFM (%)			
<i>Glomus clarum</i>	84,96 bA	28,57 aA	31,81 cA	23,35 aA
<i>Glomus etunicatum</i>	1959,77 aA	23,60 aB	4398,39 aA	46,53 aB
Mix	2603,64 aA	10,62 aB	3007,03 bA	44,88 aB

¹ – Médias seguidas da mesma letra minúsculas na coluna para cada condição de solo e letras maiúsculas na linha para cada tipo de solo separadamente, não diferem pelo teste de Scott-Knott a 1% de significância.

Resultados semelhantes também foram observados por Nogueira *et al.* (2003), trabalhando com a eficiência simbiótica de FMA em plantas de soja sob um solo com teores elevados de manganês. Os autores verificaram que as plantas inoculadas com a espécie *G. etunicatum* apresentaram maior porcentagem de eficiência micorrízica comparado às plantas do tratamento controle no período de 12 semanas. Andrade *et al.* (2003) também relataram aumento da eficiência micorrízica do *G. macrocarpum* na produção de matéria seca em plantas de soja cultivadas em solo com chumbo. De acordo com os autores, a inoculação com este fungo promoveu um incremento de 2,3 vezes comparado às plantas não micorrizadas.

De maneira geral, a maior porcentagem de eficiência micorrízica em ambos os solos foi observada na condição estéril, sendo que os valores no solo de mata preservada para esta variável foram mais elevados que os do solo degradado pelo rejeito. A maior expressividade dos FMA no solo estéril possivelmente esteja relacionada com a dependência micorrízica da espécie estudada, além da eliminação da microbiota nativa do solo, o que conseqüentemente pode ter diminuído a competitividade dos FMA introduzidos em relação aos nativos.

5.4. Teores de N, P e K na parte aérea

De acordo com o resumo da análise de variância (Tabela 19), observa-se que, somente os teores nutricionais do N e P foram influenciados significativamente pelos fatores isolados condição de solo e tratamento de inoculação com FMA. Para o fator isolado tipo de solo, somente o fósforo não apresentou influência significativa. Para as interações tipo de solo x condição de solo e tipo de solo x tratamento de inoculação com FMA verificou-se que não houve influência significativa em nenhuma das variáveis nutricionais analisadas. Com relação à interação condição de solo x tratamento de inoculação com FMA, observa-se que, somente o teor de fósforo (P) foi influenciado significativamente. Na interação entre os três fatores estudados, somente o potássio não apresentou influência significativa.

Tabela 19 – Resumo da análise de variância para os teores de nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) na parte aérea para os fatores de tratamento e suas interações em *Mimosa caesalpiniaefolia* Benth.

F. V.	G.L.	QUADRADO MÉDIO		
		N	P	K
TS (A)	1	22,04 ^{**}	0,27 ^{ns}	13,53 ^{**}
CS (B)	1	47,91 ^{**}	31,31 ^{**}	0,15 ^{ns}
FMA (C)	3	22,16 ^{**}	20,80 ^{**}	1,61 ^{ns}
Interação (AxB)	1	0,37 ^{ns}	3,22 ^{ns}	0,59 ^{ns}
Interação (AxC)	3	1,19 ^{ns}	2,58 ^{ns}	0,26 ^{ns}
Interação (BxC)	3	2,08 ^{ns}	20,07 ^{**}	2,24 ^{ns}
Interação (AxBxC)	3	3,08 [*]	5,48 ^{**}	0,72 ^{ns}
Total	63	-	-	-
C.V.%	-	10,26	13,13	19,33

G.L – grau de liberdade; (A) – tipo de solo; (B) – condição de solo; (C) – tratamento de inoculação com FMA; CV – coeficiente de variação; **, *, ns – significativo pelo teste Scott-Knott ao nível de 1%, 5% de significância e não significativo, respectivamente.

5.4.1. Nitrogênio

Para o teor de nitrogênio na parte aérea (Tabela 20), ao analisar cada condição de solo (estéril e natural), verificou-se que, as plantas cultivadas no solo degradado pelo rejeito apresentaram diferença significativa somente nos tratamentos de inoculação na condição natural, na qual o tratamento Mix promoveu um aumento de 24,9 % em relação a ausência de inoculação. Enquanto que, plantas cultivadas no solo de mata preservada apresentam efeito significativo dos FMA em ambas as condições de solo (estéril e natural).

Na condição estéril, os maiores teores de N foram verificados na presença do tratamento Mix (14,61 g kg⁻¹) seguido do *G. etunicatum* (12,63 g kg⁻¹), enquanto o tratamento com *G. clarum* apresentou resultados semelhantes ao controle. Na condição natural, os

maiores valores nos teores de N na parte aérea das plantas também foram provocados pelo tratamento Mix, o qual foi responsável por um aumento de 18,6% comparado ao tratamento controle. De um modo geral, também é possível observar que, em ambos os solos (degradado pelo rejeito e mata preservada), plantas cultivadas sob condição natural apresentaram teores de N mais elevados comparados a condição estéril.

Tabela 20 – Teores de Nitrogênio (N) em plantas de sabiá (*Mimosa caesalpiniaefolia* Benth.) submetidas a dois tipos de solos (degradado pelo rejeito e mata preservada), duas condições (estéril e natural) e quatro tratamentos de inoculação com FMA.

Tratamentos de Inoculação (FMA)	Degradado pelo Rejeito		Mata Preservada	
	Estéril	Natural	Estéril	Natural
	Nitrogênio (g kg ⁻¹)			
Controle	10,13 aA	11,53 bA	9,84 cB	12,88 bA
<i>Glomus clarum</i>	9,35 aB	11,55 bA	10,22 cB	13,43 bA
<i>Glomus etunicatum</i>	10,25 aA	11,62 bA	12,63 bA	12,99 bA
Mix	10,99 aB	15,37 aA	14,61 aA	15,83 aA

¹ – Médias seguidas da mesma letra minúsculas na coluna para cada condição de solo e letras maiúsculas na linha para cada tipo de solo separadamente, não diferem pelo teste de Scott-Knott a 5% de significância.

De acordo com Shukla *et al.* (2012) o nitrogênio é considerado um dos elementos essenciais de grande importância para o crescimento e desenvolvimento das plantas, principalmente em áreas sob condições limitantes deste nutriente. Nestas áreas a presença de fungos micorrízicos arbusculares pode favorecer a absorção de diversos elementos considerados como essenciais, como por exemplo, o N (JOHNSON, 2010). Segundo Hodge *et al.* (2001) as hifas extraradiculares de FMA são capazes de absorver amônio, nitrato e alguns aminoácidos em seu entorno e translocar o N para a planta. Outro benefício dos FMA está relacionado a um suprimento de P mais adequado, o qual pode beneficiar o processo de fixação biológica de nitrogênio que é altamente exigente em energia na forma de ATP (JESUS *et al.*, 2005).

Alguns trabalhos têm demonstrado a eficiência dos FMA no acúmulo de nitrogênio em plantas sob condições de estresse, como no caso de áreas contaminadas com metais. Aram *et al.* (2013) ao estudarem o efeito de fungos micorrízicos arbusculares sobre a concentração de nitrogênio em *Berseem Clover* em solo contaminado com cádmio, relataram maior incremento no acúmulo de N em plantas colonizadas por FMA comparadas às plantas não inoculadas. Estes resultados também corroboram com os obtidos por Guo *et al.* (2013) ao trabalharem com inoculação de plantas de milho e sorgo cultivadas em rejeitos de minas contendo metais de terras raras. Segundo estes autores, a inoculação com o FMA *G.*

versiforme aumentou significativamente o teor de N na parte aérea das duas plantas em comparação com as plantas do tratamento controle (não inoculadas).

5.4.2. Fósforo

Nos teores de fósforo (P) da parte aérea (Tabela 21), observou-se que no solo degradado pelo rejeito e mata preservada somente houve influência significativa entre os tratamentos de inoculação na condição estéril. A ausência de efeito significativo nos tratamentos de inoculação sob condição natural pode estar relacionada à maior competição dos FMA nativos em relação aos inoculados, como demonstrado por Costa *et al.* (2005).

As plantas cultivadas no solo degradado pelo rejeito na condição estéril apresentaram maior acúmulo de P quando inoculadas com *G. etunicatum* (0,84 g kg⁻¹) seguido do Mix (0,67 g kg⁻¹), enquanto o tratamento com *G. clarum* apresentou resultados semelhantes ao controle. Os aumentos nos teores de P promovidos por *G. etunicatum* e o Mix foram de 34,1 % e 14,9 % em relação à ausência de inoculação.

Tabela 21 – Teores de Fósforo (P) em plantas de sabiá (*Mimosa caesalpiniaefolia* Benth.) submetidas a dois tipos de solos (degradado pelo rejeito e mata preservada), duas condições (estéril e natural) e quatro tratamentos de inoculação com FMA.

Tratamentos de Inoculação (FMA)	Degradado pelo Rejeito		Mata Preservada	
	Estéril	Natural	Estéril	Natural
	Fósforo (g kg ⁻¹)			
Controle	0,57 cA	0,57 aA	0,47 bA	0,58 aA
<i>Glomus clarum</i>	0,54 cA	0,57 aA	0,51 bA	0,52 aA
<i>Glomus etunicatum</i>	0,84 aA	0,53 aB	0,90 aA	0,55 aB
Mix	0,67 bA	0,64 aA	0,93 aA	0,56 aB

¹ – Médias seguidas da mesma letra minúsculas na coluna para cada condição de solo e letras maiúsculas na linha para cada tipo de solo separadamente, não diferem pelo teste de Scott-Knott a 1% de significância.

Por outro lado, no solo de mata preservada sob condição estéril, o tratamento Mix e *G. etunicatum* apresentaram a mesma efetividade no acúmulo de P. Esses mesmos tratamentos provocaram aumentos de 49,4 % e 47,7 %, respectivamente, em relação à ausência de inoculação. De maneira geral, em ambos os solos, a maior expressividade no acúmulo de P foi observada na condição estéril, sendo estes valores mais elevados em plantas cultivadas no solo de mata preservada, o que já era esperado em função de uma melhor composição nutricional no solo. Em geral, os maiores acúmulos de P na parte aérea das plantas inoculadas com *G. etunicatum* e Mix podem explicar o melhor desenvolvimento das mesmas comparadas às plantas do tratamento controle. De acordo com Hipler e Moreira (2013) o maior acúmulo

de P na parte aérea de plantas associadas à FMA pode ser atribuído a um aumento na superfície de absorção promovido pelas hifas destes micro-organismos.

Nogueira *et al.* (2007) estudando a influência de fungos micorrízicos e bactérias na extração e absorção de ferro e manganês em plantas de soja, relataram acúmulo significativo no teor de fósforo na parte aérea em plantas colonizadas por *Glomus etunicatum* e *Glomus macrocarpum* comparadas as plantas não inoculadas. Resultados semelhantes também foram observados por Chen *et al.* (2007) em quatro espécies vegetais inoculadas com FMA e cultivadas em rejeito de mineração de cobre, e por Liu *et al.* (2015) em plantas de *Solanum nigrum* inoculadas com *G. versiforme* em solo contaminado com cádmio.

5.4.3. Potássio

Com relação aos teores de Potássio (K), observa-se na tabela 22 que as plantas cultivadas no solo de mata preservada apresentaram maior acúmulo de potássio (12,51 g kg⁻¹) na parte aérea, promovendo um aumento de 16,3 % em relação às plantas cultivadas no solo degradado pelo rejeito.

Tabela 22 – Teores de Potássio (K) em plantas de sabiá (*Mimosa caesalpiniaefolia* Benth) submetidas a dois tipos de solos (degradado pelo rejeito e mata preservada).

Tipo de Solo	Potássio (g kg ⁻¹)
Degradado pelo Rejeito	10,47 b
Mata Preservada	12,51 a

¹ – Médias seguidas da mesma letra minúsculas na coluna entre tipo de solo não diferem pelo teste de Scott-Knott a 1% de significância.

Possivelmente, o maior acúmulo de potássio na parte aérea das plantas cultivadas no solo de mata preservada possa estar relacionado a uma melhor condição nutricional, além do fato deste apresentar maior valor de pH (Tabela 1), o que conseqüentemente pode possibilitar um aumento na disponibilidade de K para as plantas. Resultados semelhantes também foram observados por Melo *et al.* (2015) em plantas de milho cultivadas sob diferentes manejos de fertilidade.

5.5. Teores de Mn na parte aérea e raiz

De acordo com o resumo da análise de variância (Tabela 23), verificou-se que, todos os fatores isolados e suas interações apresentaram efeito significativo para os teores de manganês (Mn) na parte aérea e raiz.

Tabela 23 – Resumo da análise de variância para os teores de manganês (Mn) na parte aérea e raiz para os fatores de tratamento e suas interações em *Mimosa caesalpiniaefolia* Benth..

F.V.	G.L.	QUADRADO MÉDIO	
		Mn parte aérea	Mn raiz
TS (A)	1	1827,46**	106,26**
CS (B)	1	3254,85**	44,63**
FMA (C)	3	18,15**	4,28**
Int. (AxB)	1	928,87**	18,07**
Int. (AxC)	3	3,13*	6,54**
Int. (BxC)	3	6,66**	9,22**
Int. (AxBxC)	3	6,46**	3,29*
Total	63	-	-
C.V.%	-	9,71	24,06

G.L. – grau de liberdade; (A) – tipo de solo; (B) – condição de solo; (C) – tratamento de inoculação com FMA; CV – coeficiente de variação; **, *, ns – significativo pelo teste Scott-Knott ao nível de 1%, 5% de significância e não significativo, respectivamente.

5.5.1. Manganês na parte aérea e raiz

Quanto aos teores de manganês (Mn) na parte aérea (Tabela 24), é possível verificar que, tanto no solo degradado pelo rejeito quanto o de mata preservada, somente houve efeito significativo dos tratamentos de inoculação, na condição estéril. Plantas inoculadas em ambos os solos (degradado pelo rejeito e mata preservada) na condição estéril inoculada com *G. etunicatum* proporcionaram os menores valores no acúmulo de Mn na parte aérea quando comparadas as plantas do tratamento controle. Apesar da ausência significativa dos FMA na condição natural, nota-se que o tratamento com *G. etunicatum* também resultou em valores menores em relação a ausência de inoculação. Analisando as diferenças entre as condições (estéril e natural), observa-se que, tanto no solo degradado pelo rejeito quanto na mata preservada, a esterilização do solo influenciou significativamente em um maior acúmulo de Mn nas plantas cultivadas sob condição estéril.

Tabela 24 – Teores de Manganês (Mn) na parte aérea em plantas de sabiá (*Mimosa caesalpiniaefolia* Benth.) submetidas a dois tipos de solos (degradado pelo rejeito e mata preservada), duas condições (estéril e natural) e quatro tratamentos de inoculação com FMA.

Tratamentos de Inoculação (FMA)	Degradado pelo Rejeito		Mata Preservada	
	Estéril	Natural	Estéril	Natural
	Mn na parte aérea (mg kg ⁻¹)			
Controle	1064,86 aA	196,28 aB	364,95 aA	82,94 aB
<i>Glomus clarum</i>	1002,50 bA	173,80 aB	348,65 aA	64,27 aB
<i>Glomus etunicatum</i>	998,41 bA	149,39 aB	169,66 bA	51,74 aB
Mix	1062,71 aA	210,45 aB	402,00 aA	54,50 aB

¹ – Médias seguidas da mesma letra minúsculas na coluna para cada condição de solo e letras maiúsculas na linha para cada tipo de solo separadamente, não diferem pelo teste de Scott-Knott a 1% de significância.

São comuns na literatura resultados que relatam atenuação de elementos metálicos na parte aérea de plantas inoculadas com fungos micorrízicos arbusculares. No caso do manganês, alguns autores atribuem esta redução em função de um maior acúmulo de P em plantas colonizadas por FMA, o qual pode se complexar com Mn diminuindo sua atividade na planta (FOY *et al.*, 1978; NOGUEIRA; CARDOSO, 2002). De acordo com Chen *et al.* (2007), em solos contaminados como no caso de áreas de mineração há um fornecimento limitado de nutrientes considerados essenciais as plantas em combinação com excesso de metais, com a inoculação micorrízica a planta hospedeira pode obter maior absorção de nutrientes e consequentemente melhorar sua resistência à contaminação por metais. Contudo, os efeitos proporcionados pelos FMA na absorção de metais e consequentemente acumulação em seus hospedeiros podem ter uma grande variação, dependendo do inoculo fúngico, planta hospedeira e do ambiente (MAN *et al.*, 2013).

Nogueira *et al.* (2004) trabalhando com a toxicidade de manganês e fungos micorrízicos em plantas de soja, observaram que, aos 90 dias, plantas de soja inoculadas com *G. macrocarpum* e plantas inoculadas com *G. etunicatum* apresentaram, respectivamente, maior redução no acúmulo de manganês na parte aérea comparada as plantas do tratamento controle. Ainda de acordo com estes autores, o fato das plantas inoculadas com *G. macrocarpum* e *G. etunicatum* diferirem na concentração de Mn pode estar relacionado a diferenças intrínsecas a cada espécie de FMA. Resultados semelhantes também foram observados por Nogueira; Cardoso (2002) ao estudarem as interações microbianas na disponibilidade e absorção de manganês por soja.

Nas raízes, ocorreu comportamento de forma inversa à parte aérea (Tabela 25), em geral com menor teor de Mn nas raízes das plantas não micorrizadas e maior nas micorrizadas, com exceção das plantas cultivadas no solo de mata preservada sob condição natural. No entanto, nota-se que apenas plantas cultivadas no solo degradado pelo rejeito sob condição estéril, apresentaram diferença significativa entre os tratamentos de inoculação, sendo estes resultados mais expressivos na presença do Mix, seguido do *G. etunicatum*, os quais proporcionaram aumentos de 67,1 % e 52,6 %, respectivamente, em relação ao controle. De um modo geral, é possível observar que os acúmulos de Mn nas raízes foram mais elevados comparados ao acúmulo na parte aérea das plantas.

Ao considerar diferenças entre as condições de solo, observa-se que plantas cultivadas no solo degradado pelo rejeito em condições naturais apresentaram maior acúmulo de Mn nas raízes quando comparadas a condição estéril, com exceção do Mix. Já para mata preservada, verificou-se que somente o controle na condição natural foi superior a condição estéril.

Tabela 25 – Teores de Manganês (Mn) na raiz em plantas de sabiá (*Mimosa caesalpiniaefolia* Benth.) submetidas a dois tipos de solos (degradado pelo rejeito e mata preservada), duas condições (estéril e natural) e quatro tratamentos de inoculação com FMA.

Tratamentos de Inoculação (FMA)	Degradado pelo Rejeito		Mata Preservada	
	Estéril	Natural	Estéril	Natural
	Mn na raiz (mg kg ⁻¹)			
Controle	4609,6 cB	13492,0 aA	3610,4 aB	7837,2 aA
<i>Glomus clarum</i>	4660,9 cB	13997,9 aA	6259,7 aA	6221,9 aA
<i>Glomus etunicatum</i>	9743,1 bB	13674,1 aA	4805,5 aA	6928,6 aA
Mix	14036,9 aA	14040,8 aA	6102,2 aA	4712,3 aA

¹ – Médias seguidas da mesma letra minúsculas na coluna para cada condição de solo e letras maiúsculas na linha para cada tipo de solo separadamente, não diferem pelo teste de Scott-Knott a 5% de significância.

A maior quantidade de manganês acumulado nas raízes sob ambas condições de solo (estéril e natural) pode explicar o fato da menor concentração de Mn acumulada na parte aérea, principalmente sob condições naturais. De um modo geral, as plantas acumularam maior teor de Mn nas raízes em comparação com a parte aérea, o que caracteriza a possibilidade de utilização desta planta em programas de fitoestabilização. De acordo com Santos *et al.* (2007) e Santibáñez *et al.* (2008) plantas fitoestabilizadoras são caracterizadas por absorver grande quantidade de um metal, mantendo-o principalmente nas raízes. Espécies com essas propriedades podem facilitar o processo de imobilização do metal, reduzindo dessa forma sua disponibilidade para outros organismos e a lixiviação do contaminante para áreas não contaminadas. Deve-se também ressaltar que alguns metais são capazes de estabelecer facilmente ligações com compostos orgânicos das raízes, formando complexos mais estáveis e menos tóxicos ao ambiente (ACCIOLY; SIQUEIRA, 2000; MELO *et al.*, 2009; VENDRUSCOLO, 2013).

Cardoso *et al.* (2003) estudando a absorção e translocação de manganês em plantas de soja micorrizadas, sob doses crescentes deste nutriente, relataram efeito protetor da espécie *Glomus macrocarpum* na proteção das plantas contra o excesso de manganês. De acordo com os autores, as plantas associadas a esta espécie de FMA aumentaram o teor de Mn nas raízes e por isso sua translocação foi reduzida para a parte aérea. Resultados semelhantes também foram observados por Souza *et al.* (2011) em plantas de *Stizolobium aterrimum* inoculadas com *G. etunicatum* em solo contaminado com chumbo.

5.6. Fator de translocação de Mn

O fator de translocação (FT) de Mn variou de 0,011 a 0,236 para o solo degradado pelo rejeito e de 0,08 a 0,103 para mata preservada (Tabela 25). Os resultados encontrados

nesse estudo revelam de um modo geral que, plantas inoculadas com *G. etunicatum* apresentaram menor capacidade em translocar o Mn para parte aérea em ambos os solos (degradado pelo rejeito e mata preservada) e condições (estéril e natural) em relação aos tratamentos controle. É possível observar também que o fator de translocação em plantas cultivadas sob condição natural teve maior redução quando comparadas às plantas cultivadas em condição estéril, o que já era esperado em função de uma maior concentração deste elemento na raiz sob esta condição (natural). Sobretudo, os valores verificados no presente estudo demonstram restrição na translocação de Mn para parte aérea, já que somente valores maiores que 1 são considerados elevados (DENG *et al.*, 2004).

Tabela 26 – Fator de translocação (FT) em plantas de sabiá (*Mimosa caesalpiniaefolia* Benth.) submetidas a dois tipos de solo (degradado pelo rejeito e mata preservada), duas condições (estéril e natural) e quatro tratamentos de inoculação com FMA.

Tratamentos de Inoculação (FMA)	Degradado pelo Rejeito		Mata Preservada	
	Estéril	Natural	Estéril	Natural
	Fator de Translocação (FT)			
Controle	0,236 ± 0,015	0,014 ± 0,002	0,103 ± 0,009	0,012 ± 0,003
<i>Glomus clarum</i>	0,217 ± 0,010	0,012 ± 0,002	0,057 ± 0,007	0,016 ± 0,005
<i>Glomus etunicatum</i>	0,103 ± 0,002	0,011 ± 0,002	0,035 ± 0,001	0,008 ± 0,002
Mix	0,076 ± 0,002	0,015 ± 0,002	0,077 ± 0,017	0,012 ± 0,002

¹ – Dados apresentados em forma de média ± erro padrão (n=4).

Com relação ao fator de translocação, as plantas podem ser classificadas como tolerantes quando o $FT < 1$ e acumuladoras de Mn quando $FT > 1$ (SANTILLÁN *et al.*, 2010). Dessa forma, os resultados obtidos no presente estudo demonstram a capacidade de tolerância das plantas de sabiá, principalmente quando inoculadas com *G. etunicatum*, reforçando mais uma vez a possibilidade de uso das mesmas em programas de fitoestabilização. Ainda de acordo com Santillán *et al.* (2010) a capacidade de tolerância de plantas com essa característica pode estar relacionada com alguma estratégia de exclusão da própria planta, o que lhe permite formar complexos de Mn mais estáveis em suas raízes, resultando em uma translocação limitada para parte aérea. Já Andrade *et al.* (2009) relataram que a redução na disponibilidade de metais pelos FMA esteja relacionada com sua maior imobilização nas estruturas simbióticas intra e extrarradiculares, o que conseqüentemente pode diminuir a translocação destes elementos para a parte aérea.

Carneiro *et al.* (2001) trabalhando com espécies herbáceas, observaram que, a concentração de cádmio nas raízes foi maior em plantas inoculadas com FMA e cerca de três vezes superior em relação a parte aérea, evidenciando, assim, a menor translocação desses metais em plantas com inoculação.

6. CONCLUSÕES

O cultivo em solo degradado pelo rejeito da mineração de manganês reduziu o desenvolvimento das plantas de sabiá quando comparadas às cultivadas no solo de mata preservada, independente da condição de solo e dos tratamentos de inoculação.

A inoculação com *G. etunicatum* e o Mix, favoreceram o desenvolvimento das plantas em condição estéril, independentemente do tipo de solo, aumentando sua capacidade de tolerância ao Mn.

Os elevados teores de Mn nas raízes indicam que o sabiá (*Mimosa caesalpiniaefolia* Benth.) pode ser eficaz no processo de fitoestabilização em áreas degradadas pela mineração de Mn.

7. REFERÊNCIAS

- ABOU, M.; SYMEONIDIS, L.; HATZISTAVROU, E.; YUPSANIS, T. Nucleolytic activities and appearance of a new DNase in relation to nickel and manganese accumulation in *Alyssum múrale*. **Journal of Plant Physiology**, v.159, p.1087-1095, 2002.
- 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., eds. Tópicos em ciência do solo. Viçosa, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2000. p. 299-352.
- AGUIAR, R. L. F. de; MAIA, L. C.; SALCEDO, I. H.; SAMPAIO, E. V. de S. B. Interação entre fungos micorrízicos arbusculares e fósforo no desenvolvimento de algaroba [*Prosopis juliflora* (Sw) DC]. **Revista Árvore**, v. 28, n. 4, p. 589-598, 2004.
- AL-AMRI, S. M. The functional roles of arbuscular mycorrhizal fungi in improving growth and tolerance of *Vicia faba* plants grown in waste water contaminated soil. **African Journal of Microbiology Research**, v. 7, n.35, p. 4435-4442, 2013.
- ALENCAR, F. H. H. de. **Potencial forrageiro da espécie sabiá (*Mimosa caesalpiniiifolia* Benth.) e sua resistência a cupins subterrâneos**. 2006. 61 f. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) – Universidade Federal de Campina Grande, Patos.
- ANDRADE, S. A. L.; ABREU, C. A.; ABREU, M. F.; SILVEIRA, A. P. D. Interação de chumbo, da saturação por bases do solo e de micorriza arbuscular no crescimento e nutrição mineral da soja. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, n. 5, p. 945-954, 2003.
- ANDRADE, S. A. L.; GRATAO, P. L.; SCHIAVINATO, M. A.; SILVEIRA, A. P. D.; AZEVEDO, R. A.; MAZZAFERA, P. Zn uptake, physiological response and stress attenuation in mycorrhizal jack bean growing in soil with increasing Zn concentrations. **Chemosphere**, v. 75, n.10, p.1363-1370, 2009.
- ARAM, H.; GOLCHIN, A. The effects of arbuscular mycorrhizal fungi on nitrogen concentration of berseem clover in contaminated soil with cadmium. **Journal of Chemical Health Risks**, v. 3, n. 2, p. 35-38, 2013.
- ARAÚJO, I. C. S.; COSTA, M. C. G. Biomass and nutrient accumulation pattern of leguminous tree seedlings grown on mine tailings amended with organic waste. **Ecological Engineering**, v.60, p.254-260, 2013.
- BECERRIL, F. R.; VAZQUEZ, L. V. J.; CERVANTES, S. C. H.; SANDOVAL, O. A. A.; CORREA, G. V.; CHAVEZ, E. C.; ESPINDOLA, I. P. M.; HERRERA, A. E.; GONZALEZ, F. L. Impacts of manganese mining activity on the environment: interactions among soil, plants, and arbuscular mycorrhiza. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v.64, p.219-227, 2013.
- BEZERRA, M. E. de J.; LACERDA, C. F. de; SOUZA, G. G. de; GOMES, V. F. F.; MENDES FILHO, P. F. Biomassa, atividade microbiana e FMA em rotação cultural milho/feijão-de-corda utilizando-se águas salinas. **Revista Ciência Agronômica**, v. 41, n. 4, p. 562-570, 2010.

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.

BREMNER, J. M.; MULVANEY, C. S. Total nitrogen. In: PAGE, A. L. (Ed.). **Methods of soil analysis**. Madison: American Society of Agronomy, 1982. p. 595-624.

BUCKMAN, H. O.; BRADY, N. C., 1974. Natureza e propriedade dos solos. Livraria Freitas Bastos. Rio de Janeiro, 594 p.

BURITY, H. A.; LYRA, M. do C. C. P. de; SOUZA, E. S. de; MERGULHÃO, A. C. do E. S.; SILVA, M. L. R. B. da. Efetividade da inoculação com rizóbio e fungos micorrízicos arbusculares em mudas de sabiá submetidas a diferentes níveis de fósforo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 35, n. 4, p. 801-807, 2000.

CAIRES, S. M. de; FONTES, M. P. F.; FERNANDES, R. B. A.; NEVES, J. C. L.; FONTES, R. L. F. Desenvolvimento de mudas de cedro-rosa em solo contaminado com cobre: tolerância e potencial para fins de fitoestabilização do solo. **Revista Árvore**, v.35, n.6, p.1181-1188, 2011.

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 Ciência do Solo**, v. 27, n. 3, p.415-423, 2003.

CARNEIRO, M. A. C.; SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. de S. Estabelecimento de plantas herbáceas em solo com contaminação de metais pesados e inoculação de fungos micorrízicos arbusculares. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 36, n. 12, p. 1443-1452, 2001.

CARNEIRO, R. F. V.; EVANGELISTA, A. R.; ARAÚJO, A. S. F. Crescimento vegetativo e aquisição de nutrientes pela alfafa em resposta à micorriza e doses de fósforo. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 4, n. 3, p. 267-273, 2009.

CARVALHO, P. E. R. Circular Técnica 135, **Sabiá *Mimosa caesalpiniaefolia***. EMBRAPA FLORESTAS. Colombo, PR Novembro, 2007.

CASTRO, C. G. **Estudo do aproveitamento de rejeitos do beneficiamento do manganês pela indústria cerâmica**. 2011. 107 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Materiais) – Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto.

CHAVES, L. H. G.; MESQUITA, E. F.; ARAUJO, D. L.; FRANÇA, C. P. Acúmulo e distribuição de cobre e zinco em mamoneira cultivar BRS paraguaçu e crescimento da planta. **Engenharia Ambiental: pesquisa e tecnologia**, v.7, n.3, p.263-277, 2010.

CHEN, B. D.; ZHU, Y. G.; DUAN, J.; XIAO, X. Y.; SMITH, S. E. Effects of the arbuscular mycorrhizal fungus *Glomus mosseae* on growth and metal uptake by four plant species in copper mine tailings. **Environmental Pollution**, v. 147, n. 2, p. 374-380, 2007.

CHEN, X.; WU, C.; TANG, J.; HU, S. Arbuscular mycorrhizae enhance metal lead uptake and growth of host plants under a sand culture experiment. **Chemosphere**, v.60, p.665-671, 2005.

CHRISTIE, P.; LI, X.; CHEN, B. Arbuscular mycorrhiza can depress translocation of zinc to shoots of host plants in soils moderately polluted with zinc. **Plant and Soil**, v.261, 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. 84 f. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

CLEOLIN, D. **Efeitos da exposição crônica do manganês sobre camundongos machos adultos.** 2010. 57 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Celular e Estrutural) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

COSTA, C. M. C.; CAVALCANTE, U. M. T.; GOTO, B. T.; SANTOS, V. F. dos; MAIA, L. C. Fungos micorrízicos arbusculares e adubação fosfatada em mudas de mangabeira. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 40, n. 3, p.225-232, 2005.

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.

D'AGOSTINO, L. F. **Praias de barragens de rejeitos de mineração: características e análise da sedimentação.** 2008. 374 f. Tese (Doutorado em Engenharia Mineral) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo.

DECHEN, A. R.; NACHTIGALL, G.R. Micronutrientes. In: FERNANDES, M.S. (Ed.). **Nutrição mineral de plantas.** Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência 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.

DENG, H.; YE, Z. H. WONG, M. H. Accumulation of lead, zinc, copper and cadmium by 12 wetland plant species thriving in metal-contaminated sites in China. **Environmental Pollution**, v. 132, n. 1, p. 29-40, 2004.

Departamento Nacional de Produção Mineral – DNPM. Sumário mineral. Brasília, 2013. Disponível em: <https://sistemas.dnpm.gov.br/publicacao/mostra_imagem.asp?IDBancoArquivoArquivo=8992>. Acesso em: 10 de setembro de 2014.

EPSTEIN, E., 1975. **Nutrição mineral das plantas – princípios e perspectivas.** Editora Universidade de São Paulo. 341 p.

FIGUEIREDO, L. A.; SILVA, D. H. da; BOARETTO, A. E.; RIBEIRINHO, V. S. Efeito do glifosato sobre a fixação de ^{15}N em soja transgênica e convencional. **Revista Brasileira de Oleaginosas e Fibrosas**, v.15, n. 1, p. 27-36, 2011.

FIGUEIRÔA, J. M. de; PAREYN, F. G. C.; DRUMOND, M.; ARAÚJO, E. de L. (Eds.) **Espécies da flora nordestina de importância econômica potencial**. Recife: APNE, 2005. p.101-133.

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.

FRANCO, A. A.; CAMPELLO, E. F. C.; CAMPELLO, E. F. C.; SILVA, E. M. R.; FARIA, S. M. **Revegetação de Solos Degradados**. Comunicado técnico. Nº 09, out./92, p. 1-9 dez./92 Ver. Mad. Embrapa Agrobiologia, dez.. 1992. 9p.

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

GONÇALVES, E.; SERFATY, A. **Perfil analítico do manganês**. Brasília: Departamento Nacional da Produção Mineral/DNPM, 1976. Boletim n. 37. 149p.

GRACE, C.; STRIBLEY, D. P. A safer procedure for routine staining of vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi. **Mycological Research**, v. 95, n. 10, p. 1160-1162, 1991.

GUO, W.; ZHAO, R.; ZHAO, W.; FU, R.; GUO, J.; BI, N.; ZHANG, J. Effects of arbuscular mycorrhizal fungi on maize (*Zea mays* L.) and sorghum (*Sorghum bicolor* L. Moench) grown in rare earth elements of mine tailings. **Applied Soil Ecology**, v. 72, p. 85-92, 2013.

HIPPLER, F. W. R.; MOREIRA, M. Dependência micorrízica do amendoineiro sob doses de fósforo. **Solos e Nutrição de Plantas**, v. 72, n. 2, p. 184-191, 2013.

HODGE, A.; CAMPBELL, C. D.; FITTER, A. H. Fitter. An arbuscular mycorrhizal fungus accelerates decomposition and acquires nitrogen directly from organic material. **Nature**, v. 413, n. 6853, p. 297-299, 2001.

INSTITUTO BRASILEIRO DE MINERAÇÃO. **Pedidos de pesquisa crescem 374% no Ceará**. 2010. Disponível em: <<http://www.ibram.org.br/>>. Acesso em: 20 de Agosto de 2014.

JACOBI, A. V. **Alterações fisiológicas acarretadas por diferentes concentrações de manganês no cultivo de soja um levantamento bibliográfico**. 2014. Monografia (Especialização em Fertilidade dos Solos e Nutrição Mineral de Plantas) – Universidade de Cuiabá, Cuiabá.

JANKONG, P.; VISOOTTIVISETH, P. Effects of arbuscular mycorrhizal inoculation on plants growing on arsenic contaminated soil. **Chemosphere**, v. 72, n. 7, p. 1092-1097, 2008.

JESUS, E. da C.; SCHIAVO, J. A.; FARIA, S. M de. Dependência de micorrizas para a nodulação de leguminosas arbóreas tropicais. **Revista Árvore**, v. 29, n. 4, p. 545-552, 2005.

JOHNSON, N. C. Resource stoichiometry elucidates the structure and function of arbuscular mycorrhizas across scales. **New Phytologist**, v. 185, n. 3, p. 631-647, 2010.

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, n. 1, p. 125-134, 2002.

KOSKE, R. E.; GEMMA, J. N. A modified procedure for staining roots to detect VA mycorrhizas. **Mycological Research**, v. 92, n. 4, p.468-488, 1989.

LACERDA, M. R. B.; PASSOS, M. A. A.; RODRIGUES, J. J. V.; BARRETO, L. P. Características físicas e químicas de substratos à base de pó de coco e resíduo de sisal para produção de mudas de sabiá (*Mimosa caesalpiniaefolia* Benth.). **Revista Árvore**, v. 30, n. 2, p.163-170, 2006.

LATEF, A. A. A. Influence of arbuscular mycorrhizal fungi and copper on growth, accumulation of osmolyte, mineral nutrition and antioxidant enzyme activity of pepper (*Capsicum annum* L.). **Mycorrhiza**, v. 21, n. 6, p. 495-503, 2011.

LEAL JÚNIOR, G.; SILVA, J. A.; CAMPELLO, R. C. B. **Proposta de manejo florestal sustentado do sabiá (*Mimosa caesalpiniaefolia* Benth.)**. 3^a ed. Crato: IBAMA, 1999. 5p. (Boletim técnico).

LEE, S. H.; JI, W. H.; LEE, W. S.; NAMIN, K.; KOH, I. H.; KIM, M. S.; PARK, J. S. Influence of amendments and aided phytostabilization on metal availability and mobility in Pb/Zn mine tailings. **Journal of Environmental Management**, v.139, p.15-21, 2014.

LINS, C. E. de L.; MAIA, L. C.; CAVALCANTE, U. M. T.; SAMPAIO, E. V. de 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**, v.31, n.2, p.355-363, 2007.

LIU, H.; YUAN, M.; TAN, S.; YANG, X.; LAN, Z.; JIANG, Q.; YE, Z.; JING, Y. Enhancement of arbuscular mycorrhizal fungus (*Glomus versiforme*) on the growth and Cd uptake by Cd-hyperaccumulator *Solanum nigrum*. **Applied Soil Ecology**, v. 89, p. 44-49, 2015.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. 3.ed. São Paulo, 2000. 314p.

LOTIFY, S. M.; MOSTAFA, A. Z. Phytoremediation of contaminated soil with cobalto and chromium. **Journal of Geochemical Exploration**, v.144, p. 367-373, 2014.

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, n.6, p.1403-1412, 2006.

MAGALHAES, M. O. L.; SOBRINHO, N. M. B. do A.; SANTOS, F. S. dos; MAZUR, N. Potencial de duas espécies de eucalipto na fitoestabilização de solo contaminado com zinco. **Revista Ciência Agronômica**, v. 42, n. 3, p. 805-812, 2011.

MALAVOLTA, E. **Elementos de nutrição mineral de plantas**. Piracicaba: Ceres, 1980. 251p.

MALAVOLTA, E. **Manual de nutrição mineral de plantas**. São Paulo: Ed. Agronômica Ceres, 2006. 638p.

MALAVOLTA, E.; SARRUGE, J. R.; BITTENCOURT, V.C., 1977. Toxidez de alumínio e manganês. In: IV Simpósio sobre o Cerrado. São Paulo, p. 275-301.

MAN, L. H.; WEN, W. Z.; HONG, Y. Z.; LAM, Y. K.; LING, P. X.; CHUNG, C. K. Interactions between arbuscular mycorrhizae and plants in phytoremediation of metal-contaminated soils: a review. **Pedosphere**, v. 23, n. 5, p. 549 - 563, 2013.

MARSCHENER, H. Role of root growth, arbuscular mycorrhiza, and root exudates for the efficiency in nutriente acquisition. **Field Crops Research**, v. 56, p. 203-207, 1998.

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

MARTINS, I. Manganês. In: AZEVEDO, F. A. de; CHOSIN, A. A. da M. **Gerenciamento de toxicidade**. São Paulo: Atheneu, 2003.

MCGONIGLE, T. P.; MILLER, M. H.; EVANS, D. G.; FAIRCHILD, G. L.; SWAN, J. A. A new method which gives an objective measure of colonization of roots by vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi. **New Phytologist**, v. 115, n. 3, p. 495-501, 1990.

MELO, C. A. D.; GUIMARÃES, F. A. R.; GONÇALVES, V. A.; BENEVENUTE, S. da S.; FERREIRA, G. L.; FERREIRA, L. R.; FERREIRA, F. A. Acúmulo de macronutrientes por plantas daninhas e de milho cultivadas em convivência em solo com diferentes manejos de fertilidade. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 36, n. 2, p. 669-682, 2015.

MELO, R. F.; DIAS, L. E.; MELLO, J. W. V.; OLIVEIRA, J.A. Potencial de quatro espécies herbáceas forrageiras para fitorremediação de solo contaminado por arsênio. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, n. 2, p. 455-465, 2009.

MENDES FILHO, P. F.; VASCONCELLOS, R. L. F.; PAULA, A. M. de; CARDOSO, E. J. B. N. Evaluating the potential of forest species under “microbial management” for the restoration of degraded mining áreas. **Water Air Soil Pollut**, v. 208, n. 1-4, p. 79-89, 2009.

MORONI, J. S.; SCOTT, B. J.; WRATTEN, N. Differential tolerance of high manganese among rapeseed genotypes. **Plant Soil**, v.253, p.507-519, 2003.

MUKHOPADHYAY, M. J.; SHARMA, A. Manganese in cell metabolism of higher plants. **The Botanical Review**, v. 57, n. 2, 117-149, 1991.

MUKTA, N.; SREEVALLI, Y. Propagation techniques, evaluation and improvement of the biodiesel plant, *Pongamia pinnata* (L.) Pierre – A review. **Industrial Crops and Products**, v.31, n.1, p.1-12, 2010.

NARDIS, B. O. **Crescimento de cinco forrageiras gramíneas em solo contaminado com manganês**. 2012. 15 f. Monografia (Graduação em Agronomia) – Faculdade de Ciências Agrárias, Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, Diamantina. 2012.

NASCIMENTO, C. D. V. do; COSTA, M. C. G.; GARCIA, K. G. V.; SILVA, C. P. da; CUNHA, C. S. de M. Acúmulo de nitrogênio e micronutrientes em leguminosas submetidas à adubação com resíduo orgânico. **Enciclopédia Biosfera**, v.10, n.18, p.109-118, 2014.

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.; MAGALHÃES, G. C.; CARDOSO, E. J. B. N. Manganese toxicity in mycorrhizal and phosphorus-fertilized soybean plants. **Journal of Plant Nutrition**, v. 27, n. 1, p. 141-156, 2004.

NOGUEIRA, M. A.; NEHLS, U.; HAMPP, R.; PORALLA, K.; CARDOSO, E. J. B. N. Mycorrhiza and soil bacteria influence extractable iron and manganese in soil and uptake by soybean. **Plant and Soil**, v. 298, n. 1-2, p. 273-284, 2007.

OLIVEIRA, D. E. C. de; SILVA, A. V. da; ALMEIDA, A. F. de; SIA, E. de F.; JUNIOR, O. R. Resposta da inoculação de fungos micorrízicos e rizóbio no crescimento inicial de *Acacia mangium* em solo de mineração no estado de Goiás. **Revista Engenharia na Agricultura**, v. 19, n. 3, p. 219-226, 2011.

OLIVEIRA, J. J. F.; ALIXANDRE, T. F. Parâmetros biométricos de mudas de sabiá micorrizadas sob níveis de fósforo em latossolo amarelo. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 33, n. 74, p. 159-167, 2013.

PAVAN, M. A.; BINGHAM, F. T. Toxidez de metais em plantas. I. Caracterização de toxidez de manganês em cafeeiros. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 16, n. 6, p. 815-821, 1981.

PAWLOWSKA, T. E.; CHARVAT, I. Heavy-metal stress and developmental patterns of arbuscular mycorrhizal fungi. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 70, n. 11, p. 6643-6649, 2004.

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.

PONTES, M. M. C. M.; NETO, T. P. P.; CHAVES, L. de F. de C.; ALBUQUERQUE, S. F. de; OLIVEIRA, J. de P.; FIGUEIREDO, M. do V. B. Dupla inoculação β -rizóbio e micorriza em sabiazeiro visando à recuperação de áreas degradadas. **Pesquisa Agropecuária Pernambucana**, v. 17, n. único, p. 37-45, 2012.

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, n.4, p.332-345, 2005.

RAMOS, M. H. C. **Remoção de cor, ferro e manganês de águas com matéria orgânica dissolvida por pré-oxidação com dióxido de cloro, coagulação e filtração**. 2010. 114f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental) – Universidade de Ribeirão Preto, Ribeirão Preto.

RIBASKI, J.; LIMA, P. C. L.; OLIVEIRA, V. R. de; DRUMOND, M. A. **Sabiá (*Mimosa caesalpiniaefolia*) árvore de múltiplo uso no Brasil**. Colombo: Ed. Embrapa Florestas, 2003. 4p. (Comunicado técnico).

RUFINO, G. M. **Bioacumulação e translocação de manganês em *Sinapis alba* e *Brassica juncea* sob doses crescentes deste metal no solo: uma alternativa de fitorremediação**. 2006. 57 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Universidade de Taubaté, Taubaté.

SANTANA, A. L. **Economia mineral do Brasil 2009 - Manganês**. Brasília: Departamento Nacional de Produção Mineral/DNPM, 2009. 12p.

SANTIBÁÑEZ, C.; VERDUGO, C.; GINOCCHIO, R. Phytostabilization of copper mine tailings with biosolids: Implications for metal uptake and productivity of *Lolium perenne*. **Science of The Total Environment**, v. 395, n. 1, p. 1-10, 2008.

SANTILLÁN, L. F. J.; CONSTANTINO, C. A. L.; RODRIGUEZ, G. A. V.; UBILLA, N. M. C.; HERNÁNDEZ, R. I. B. Manganese accumulation in plants of the mining zone of Hidalgo, Mexico. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 15, p. 5836-5841, 2010.

SANTOS, F. S. dos; MAGALHÃES, M. O. L.; MAZUR, N.; SOBRINHO, N. M. B. do A. Chemical amendment and phytostabilization of an industrial residue contaminated with Zn and Cd. **Scientia Agricola**, v. 64, n. 5, p. 506-512, 2007.

SCHNEIDER, J.; OLIVEIRA, L. M. de; GUILHERME, L. R. G.; STÜRMER, S. L.; SOARES, C. R. F. S. Espécies tropicais de pteridófitas em associação com fungos micorrízicos arbusculares em solo contaminado com arsênio. **Química Nova**, v. 35, n. 4, p. 709-714, 2012.

SCHNEIDER, T.; PERSSON, D. P.; HUSTED, S.; SCHELLENBERG, M.; GEHRIG, P.; LEE, Y.; MARTINOIA, E.; SCHJOERRING, J. K.; MEYER, S. A proteomics approach to investigate the process of Zn hyperaccumulation in *Noccaea caerulescens* (J & C. Presl) F.K. Meyer. **The Plant Journal**, v.37, p.131-142, 2013.

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.

SHUKLA, A.; KUMAR, A.; JHA, A.; AJIT; RAO, D. V. K. N. Phosphorus threshold for arbuscular mycorrhizal colonization of crops and tree seedlings. **Biology and Fertility of Soils**, v. 48, n. 1, p. 109-116, 2012.

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

SILVA, S. da; 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. 41, n. 12, p. 1749-1757, 2006.

SIQUEIRA, J. O.; POUYÚ, E.; MOREIRA, F. M. S. Micorrizas arbusculares no crescimento pós-transplante de mudas de árvores em solo com excesso de metais pesados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 23, n. 3, p. 569-580, 1999.

SMITH, S. E.; READ, D. J. **Mycorrhizal Symbiosis.** 2 ed. San Diego: Academic Press, 1997. 605 p.

SOLÍS-DOMÍNGUEZ, F. A.; VALENTÍN-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. **Science of the Total Environment**, v. 409, n. 6, p. 1009-1016, 2011.

SOUZA, L. A. de; ANDRADE, S. A. L. de; SOUZA, S. C. R. de; SCHIAVINATO, M. A. Tolerância e potencial fitorremediador de *Stizolobium aterrimum* associada ao fungo micorrízico arbuscular *Glomus etunicatum* em solo contaminado por chumbo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 4, p. 1441-1451, 2011.

SOUZA, S. C. R.; ANDRADE, S. A. L. de; SOUZA, L. A. de; SCHIAVINATO, M. A. Lead tolerance and phytoremediation potential of Brazilian leguminous tree species at the seedling stage. **Journal of Environmental Management**, v. 110, p.299-307, 2012.

STÜRMER, S. L.; BELLEI, M. M. Composition and seasonal variation of spore populations of arbuscular mycorrhizal fungi in dune soils on the island of Santa Catarina, Brazil. **Canadian Journal of Botany**, v. 72, n. 3, p. 359-363, 1994.

SUGAI, M. A. A.; COLLIER, L. S.; SAGGIN-JUNIOR, O. J. Inoculação micorrízica no crescimento de mudas de angico em solo de cerrado. **Bragantia**, v. 70, n. 2, p. 416-423, 2011.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Fisiologia vegetal.** 3.ed. Porto Alegre: Artmed, 2004. 719p.

TEDESCO, M. J. *et al.* **Análise de solo, plantas e outros materiais.** 1. ed. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995.

TURNAU, K.; JURKIEWICZ, A.; LINGUA, G.; BAREA, J. M.; GIANINAZZI-PEARSON, V. 2006 Role of arbuscular mycorrhiza and associated microorganisms in phytoremediation of heavy metal polluted sites. pp. 235-252. *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.

VAN DER LELIE, D.; CORBISIER, P.; DIELS, L.; GILIS, A.; LODEWYCKX, C.; MERGEAV, M.; TAGHAVI, S.; SPELMANS, N.; VANGRONSVELD, J. The role of bacteria in the phytoremediation of heavy metals. In: Phytoremediation of Contaminated Soil and Water. TERRY, N. and BAÑUELOS, G., Eds. Lewis Publishers, Boca Raton, FL. p.265-281, 1999.

VASCONCELOS, M. A.; PAGLIUSO, D.; SOTOMAIOR, V. S. Fitorremediação: uma proposta de descontaminação do solo. **Estudos de Biologia: Ambiente e Diversidade**, v.34, n.83, p.261-267, 2012.

VASSILEV, A.; SCHWITZGUEBEL, J. P.; THEWYS, T.; VAN DER LELIE, D.; VANGRONSVELD, J. The use of plants for remediation of metal-contaminated soils. **The Scientific World Journal**, New York, v.4, p.9-34, 2004.

VENDRUSCOLO, D. **Seleção de plantas para fitorremediação de solo contaminado com cobre**. 2013. 57 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.

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

WHO. WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Manganese is compounds**. Concise international chemical assessment document nº 12, Geneva, 1999.

WHO. WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Manganese**. Geneva. 1981. (Environmental Health Criteria 17).

WILTSHIRE, J. C (2002). Sustainable Development and its Application to Mine Tailings of Deep Sea Minerals. University of Hawaii, Honolulu, U.S.A, 13 p.

WISSEMEIER, A. H.; HORST, W. J. Simplified Methods for Screening Cowpea Cultivars for Management Leaf-Tissue Tolerance. **Crop Science**, v.31, p.435-439, 1991.

XUE, S. G.; CHEN, Y. X.; REEVES, R. D.; BAKER, A. J., LIN, Q.; FERNANDO, D. R. Manganese uptake and accumulation by the hyperaccumulator plant *Phytolacca acinosa* Roxb. (Phytolaccaceae). **Environmental Pollution**, v.131, n. 3, p.393-399, 2004.

ZHANGA, H. H.; TANG, M.; CHENB, H.; ZHENG, C. L.; NIUA, Z. C. Effect of inoculation with AM fungi on lead uptake, translocation and stress alleviation of *Zea mays* L. seedlings planting in soil with increasing lead concentrations. **European Journal of Soil Biology**, v. 46, n. 6, p. 306-311, 2010.