



JOANA JUNQUEIRA CARNEIRO

**FUNGOS MICORRÍZICOS ARBUSCULARES NATIVOS NA
PRODUÇÃO DE MUDAS DE ESPÉCIES ARBÓREAS
NATIVAS EM REJEITO DA MINERAÇÃO DE FERRO**

LAVRAS – MG

2020

JOANA JUNQUEIRA CARNEIRO

**FUNGOS MICORRÍZICOS ARBUSCULARES NATIVOS NA PRODUÇÃO DE
MUDAS DE ESPÉCIES ARBÓREAS NATIVAS EM REJEITO DA MINERAÇÃO DE
FERRO**

**NATIVE ARBUSCULAR MYCORRHIZAL FUNGI IN ATLANTIC FOREST TREE
SEEDLINGS PRODUCTION IN IRON MINING WASTE**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, área de concentração em Microbiologia e Bioquímica do Solo, para obtenção do título de Doutora.

Prof. Dr. Marco Aurélio Carbone Carneiro
Orientador

Prof. Dr. Bruno Montoani Silva
Prof. Dra. Soraya Alvarenga Botelho
Coorientadores

**LAVRAS – MG
2020**

**Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca
Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).**

Carneiro, Joana Junqueira.

Fungos micorrízicos arbusculares nativos na produção de mudas de espécies arbóreas nativas em rejeito da mineração de ferro / Joana Junqueira Carneiro. - 2020.

148 p. : il.

Orientador(a): Marco Aurélio Carbone Carneiro.

Coorientador(a): Bruno Montoani Silva, Soraya Alvarenga Botelho.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Lavras, 2020.

Bibliografia.

1. Inoculação de fungos micorrízicos arbusculares. 2. Restauração ecológica. 3. Qualidade física do solo. I. Carneiro, Marco Aurélio Carbone. II. Silva, Bruno Montoani. III. Botelho, Soraya Alvarenga. IV. Título.

JOANA JUNQUEIRA CARNEIRO

**FUNGOS MICORRÍZICOS ARBUSCULARES NATIVOS NA PRODUÇÃO DE
MUDAS DE ESPÉCIES ARBÓREAS NATIVAS EM REJEITO DA MINERAÇÃO DE
FERRO**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, área de concentração em Biologia, Microbiologia e Processos Biológicos do Solo, para obtenção do título de Doutora.

APROVADA em 28 de agosto de 2020.

Dr. Bruno Montoani Silva	UFLA
Dr. Lucas Amaral de Melo	UFLA
Dr. Orivaldo José Saggin Júnior	EMBRAPA Agrobiologia
Dr. Raphael Bragança Alves Fernandes	UFV

Prof. Dr. Marco Aurélio Carbone Carneiro
Orientador

Prof. Dr. Bruno Montoani Silva
Coorientador

Profa Dra. Soraya Alvarenga Botelho
Coorientadora

**LAVRAS – MG
2020**

À mãe natureza fonte de toda abundância e conhecimento, com toda minha gratidão e pedido de perdão pelos maus tratos.

DEDICO.

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), que concedeu a bolsa de pós-graduação à discente, da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) e da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela bolsa do doutorado sanduíche no Programa MES-CUBA Projetos (213/13). Agradeço o apoio das instituições que financiam e apoiam a pesquisa brasileira.

Meus agradecimentos a toda equipe administrativa e técnica do Departamento de Ciência do Solo da Universidade Federal de Lavras, que não mede esforços para auxiliar-nos nas pesquisas (valeu demais, Dirce, Paulo e Téo! Amolei bastante vocês... rrsrs); aos(às) professores(as) pela partilha de conhecimentos, especialmente meu orientador Prof. Marco Aurélio Carbone Carneiro e Prof. Bruno Montani Silva pelo auxílio mais próximo na tese; aos (às) colegas da pós-graduação, pela convivência e aprendizados em conjunto, sintam-se abraçadas(os) e parte desta conquista. Gratidão especial pela amizade e auxílio, Zélio, Raquel, Aline Silva, Maíra, Jac, Ximena, Carin, Éder, Karl, Flávio, Jessé, Marisângela. Agradeço ao Jefferson pelo auxílio nas análises estatísticas. É bem difícil citar nomes, pois são muitas pessoas especiais e gentis que encontrei pelo caminho. Às (aos) estudantes de iniciação científica e estagiários, que muito me ajudaram na condução dos trabalhos: especialmente Mateus, Filipe e Gil Pedro. Ao Grupo Puris de Agroecologia, que me acolheu em Lavras no início do doutorado e com quem pude realizar atividades que alegraram minha alma, Aroldo Felipe, Bel, Luíza, Gil Pedro. Às amigas que se fortaleceram em Lavras, Túlio, Vytória, Karina, Raul, gratidão! Muita gratidão e axé ao Maracatu Baque do Morro(de Lavras) e ao Maraquetê (de Varginha), fontes de muita alegria. Ao Projeto Yoga e Qualidade de Vida, conhecido como “Yoga na Capela”, pela acolhida, pelos aprendizados, por me permitir continuar vivenciando o Yoga de forma abundante no período do doutorado. Gratidão, Atman (Arnaldo Vieira) e Vivi, por este lindo projeto existir!

Agradeço e honro meus pais, Helena e Dimas, meu irmão Túlio e minha irmã Mara, minhas avós Alice e Edméa, meu avô Amaury (in memoriam). Amo vocês! Falando em amor, meu agradecimento especial ao Vinícius, melhor companhia que poderia desejar para minha vida.

Gratidão quanto mais, melhor. À você, que está lendo este agradecimento, sinta minha gratidão, e lhe dedico um sorriso sincero, que possa lhe alegrar neste momento.

RESUMO

A inoculação com fungos micorrízicos arbusculares (FMAs) pode auxiliar no desenvolvimento das plantas em viveiro, no estabelecimento de espécies arbóreas e melhoria da qualidade física do solo em áreas degradadas, como aquelas afetadas pela deposição de rejeito da mineração de ferro oriundo do rompimento da Barragem de Fundão em Mariana-MG. Para verificar o efeito da inoculação de FMAs nativos da área degradada pelo rompimento dessa barragem na produção de mudas arbóreas, avaliou-se a inoculação de dois diferentes inóculos de FMAs no crescimento de 17 espécies nativas da Mata Atlântica. As fontes de propágulos de FMAs utilizados foram avaliadas previamente em teste de potencial de inóculo utilizando *Urochloa decumbens* Stapf. Dentre os solo-inóculos aplicados, aquele multiplicado em cultivo armadilha foi mais eficiente em relação ao coletado diretamente em campo, e resultado semelhante foi verificado em viveiro. No viveiro, a inoculação com FMAs contribuiu para o desenvolvimento de *Peltophorum dubium* e *Senna multijuga* e em menor grau nas espécies *Cedrela fissilis* e *Cybistax antisiphilitica*. Cerca de 80% das espécies arbóreas estudadas aumentaram a colonização micorrízica nas raízes com a inoculação. Posteriormente, foram realizados experimentos em casa de vegetação para avaliar o efeito da inoculação com FMAs realizada previamente em viveiro e a inoculação com FMAs nativos no momento do plantio em vaso com o rejeito da mineração de ferro como substrato. Foram utilizadas três espécies arbóreas: *Peltophorum dubium*, *Cedrela fissilis* e *Triplaris americana*. Para cada espécie, foi instalado um experimento independente e os tratamentos foram a inoculação (IA) ou não (NI) com FMAs em viveiro e inoculação (I) ou não no plantio (N) e dois controles: um mantido sem planta (WP) e outro coletado antes da instalação do experimento (BE), sendo portanto, um fatorial (2x2)+2, com cinco repetições. Foram avaliadas as variáveis de crescimento altura, diâmetro do coleto, matéria seca de raiz, parte aérea; variáveis ligadas aos fungos micorrízicos como colonização micorrízica, comprimento de micélio extrarradicular e densidade de esporos. No experimento com *P. dubium* foi quantificada a proteína do solo relacionada à glomalina. Nos três experimentos foram avaliadas as seguintes propriedades físicas no solo: densidade do solo, porosidade total, macroporosidade, microporosidade, volume de poros bloqueados e resistência à penetração. No experimento com *P. dubium*, foi avaliada também a estabilidade de agregados no solo. A inoculação com os fungos micorrízicos encontrados na área degradada não alterou de maneira significativa o desenvolvimento das plantas e todas as espécies se desenvolveram bem sobre o rejeito. Já as variáveis físicas apontaram para benefício advindo da presença das plantas e em menor grau da inoculação com FMAs, destacando-se efeitos positivos na estabilidade de agregados no experimento com *P. dubium* e na resistência à penetração em todos os experimentos, que indicou início da formação e estruturas mais estáveis no solo. Como forma de acelerar a recuperação das áreas degradadas pelo rompimento da barragem de rejeitos e para outros materiais similares advindos da mineração de ferro, a atuação das raízes das plantas e a inoculação micorrízica tende a favorecer a estruturação do material, melhorando as condições físicas.

Palavras-chave: Barragem de Fundão. Restauração ecológica. Inóculo fúngico. Estabilidade de agregados. Qualidade física do solo.

ABSTRACT

Inoculation with arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) can assist plants growth in nurseries and later establishment of tree species in areas affected by tailings deposition, in addition help improve physical quality such as structuring and stabilizing aggregation in the soil. In order to verify the effect of inoculation of native AMF in the degraded area by the rupture of the Fundão Dam, in Mariana-MG, the inoculation of two different AMF inoculants in the growth of 17 tropical tree species, with potential for use in ecological restoration was evaluated. The sources of AMF propagules used were evaluated in an inoculum potential test. Among the inoculum relationships, the one previously multiplied in trap cultivation was more efficient. This study with AMF was a pioneer for native trees *Cybistax antisiphilitica*, *Gallesia integrifolia* and *Triplaris americana*. In the nursery, inoculation with AMF contributed to the development of *Peltophorum dubium* and *Senna multijuga* and to a lesser extent in the species *Cedrela fissilis* and *Cybistax antisiphilitica*. Approximately 80% of the tree species studied increased mycorrhizal colonization in the roots with AMF inoculation in nursery sowing. Subsequently, experiments were carried out in a greenhouse to assess the effect of AMF inoculation previously carried out in a nursery and inoculation with native AMF at the time of planting in pot with the iron mining tailings technosol as a substrate. There were three tree species: *Peltophorum dubium*, *Cedrela fissilis* and *Triplaris americana*. For each species, an independent experiment was installed, and the treatments were inoculation (IA) or not (NI) with AMF in nursery and inoculation (I) or not in pot (N), thus constituting a 2x2 factorial, with five replications. A control maintained without a plant was also implemented. Growth variables were accessed: height, stem diameter, root dry matter, shoot dry matter; and variables linked to mycorrhizal fungi such as mycorrhizal colonization, extraradicular mycelium length and spore density. In experiment with *P. dubium*, soil protein related to glomalin was quantified. In the three experiments, the following physical properties in the soil were evaluated: soil density, total porosity, macroporosity, microporosity, blocked pore volume and resistance to penetration. In the experiment with *P. dubium*, the stability of aggregates in the soil was also evaluated. The inoculation with the mycorrhizal fungi found in the degraded area did not significantly alter the development of the plants and all species developed well on technosol. Physical variables pointed to a benefit from inoculation with AMF, highlighting positive effects on aggregate stability in the experiment with *P. dubium* and resistance to penetration in all experiments, which informed the beginning of formation and stable structures in soil. As a way to accelerate the recovery of this new edaphic environment formed after tailings dam burst and for other similar materials from iron mining, mycorrhizal inoculation tends to favor the structuring of the material, improving physical conditions for plants and others soil organisms.

Keywords: Fundão Dam rupture. Ecology restoration. Mycorrhizal inoculum. Soil aggregate stability. Physical soil quality

SUMÁRIO

PRIMEIRA PARTE	11
1 INTRODUÇÃO GERAL	11
2 REFERENCIAL TEÓRICO	15
2.1 Mineração no Brasil: consequências e riscos	15
2.4 Fungos micorrízicos arbusculares	21
2.5 As micorrizas arbusculares na recuperação de áreas degradadas	21
REFERÊNCIAS	23
SEGUNDA PARTE – ARTIGOS	28
Artigo 1 - Fungos micorrízicos arbusculares nativos em rejeito da mineração de ferro: Potencial infectivo e efeito no crescimento de espécies arbóreas em viveiro	28
Resumo	28
1 Introdução	28
2 Material e Métodos	30
2.1 Inóculos de fungos micorrízicos arbusculares	30
2.2 Bioensaio de Potencial de Inóculo	11
2.3 Experimentos em viveiro	11
2.4 Análise estatística	16
3 Resultados e Discussão	16
3.1 Bioensaio de potencial de inóculo	16
3.2 Experimento em viveiro	17
4 Conclusões	34
REFERÊNCIAS	36
Apêndice A	43
Apêndice B	44
Artigo 2 - Inoculação micorrízica como estratégia para melhoria do ambiente físico e revegetação com <i>Peltophorum dubium</i> em rejeito da mineração de ferro	47
Resumo	47
1 Introdução	47
2 Material e métodos	50
2.1 Caracterização do local de implantação, tecnossolo e inóculo utilizado	50
2.2 Avaliações na planta	52
2.3 Avaliações biológicas	53
2.4 Avaliação de propriedades físicas do solo	54

2.5	Análise estatística	55
3	Resultados	56
3.1	Colonização por fungos micorrízicos arbusculares	56
3.2	Crescimento da planta e alocação de biomassa.....	57
3.3	Teores de nutrientes e outros elementos	60
3.4	Propriedades físicas do tecnossolo.....	61
3.5	Relação entre inoculação micorrízica, crescimento da planta e ambiente físico do solo.....	65
4	Discussão	67
4.1	Simbiose micorrízica e desenvolvimento de <i>Peltophorum dubium</i>	67
4.2	Efeito da inoculação micorrízica em propriedades físicas do tecnossolo	71
5	Conclusões	75
	REFERÊNCIAS	76
	Apêndice A.....	85
	Apêndice B.....	86
	Apêndice C.....	87
	Apêndice D.....	88
	Artigo 3 - A inoculação de fungos micorrízicos arbusculares nativos em espécies arbóreas acelera a recuperação de tecnossolo formado por rejeito da mineração de ferro?	89
1	Introdução	89
2	Material e Métodos.....	92
2.1	Implantação e condução dos experimentos	92
2.3	Desenvolvimento das plantas	94
2.4	Variáveis micorrízicas	94
2.4	Propriedades físicas	95
3	Resultados	96
3.1	Colonização, densidade de esporos e comprimento de micélio extraradicular ..	96
3.2	Crescimento vegetal.....	98
3.3	Propriedades físicas do tecnossolo de rejeito da mineração e ferro.....	100
3.4	Respostas à inoculação micorrízica e potencial para revegetação do tecnossolo de rejeito da mineração e ferro.....	105
3.5	Alterações em propriedades físicas do tecnossolo de rejeito da mineração de ferro	108
4	Conclusões	112
	REFERÊNCIAS	113
	Apêndice A.....	121

Considerações Finais	122
REFERÊNCIAS.....	123

PRIMEIRA PARTE

1 INTRODUÇÃO GERAL

Em novembro de 2015 aconteceu o rompimento da barragem de Fundão, da empresa Samarco Mineração S.A., localizada no município de Mariana-MG. Esse foi considerado o maior desastre socioambiental ocorrido no país até então, e um dos maiores desastres mundiais relacionados à mineração. As consequências ultrapassaram o limite do estado de Minas Gerais, chegando ao Espírito Santo e ao Oceano Atlântico. A lama estendeu-se por um percurso de mais de 600 km, afetando o Rio Gualaxo do Norte, o Rio do Carmo, desaguando no Rio Doce e seguindo até o mar. Distritos, cidades e comunidades ribeirinhas foram afetados, o abastecimento de água em 15 municípios ao longo do Rio Doce foi prejudicado, e unidades de conservação, aldeias indígenas e comunidades de pescadores foram diretamente afetados pelo impacto (IBAMA, 2016).

Reflexos diretos da lama foram principalmente na turbidez na água do Rio Doce, de alguns corpos hídricos tributários e do mar, no litoral capixaba. A vegetação ciliar nos primeiros 100 km até a barragem da Usina Risoleta Neves foi muito afetada pela movimentação da lama (OMACHI et al., 2018). De acordo com laudo inicial do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), 1469 ha de áreas de 207 propriedades, ao longo dos cursos d'água, teriam sido afetadas, incluindo áreas de preservação permanente (IBAMA, 2016).

Por processamento de imagens, foi posteriormente quantificada uma perda de área florestada equivalente a 457,6 ha e calcula-se que a deposição de rejeitos e material carreado pela onda de lama tenha atingido 1176,6 ha ao longo dos corpos hídricos desde a barragem até a Usina Risoleta Neves (OMACHI et al., 2018). O rejeito misturado com solo e outros resíduos carreados pela lama foram depositados nas planícies fluviais e áreas ciliares dando origem a um tecnossolo formado pela mistura do rejeito, resíduos vegetais e outros materiais carreados e depositados nas áreas próximas às margens dos rios Gualaxo do Norte e do Carmo (SCHAEFER et al., 2016), e sujeitos à ação dos fatores da pedogênese. Essa denominação se deve à origem tecnológica de maior parte do material, que está ligada à exploração mineral (ROSSITER, 2007).

A movimentação da grande quantidade de rejeito e o material depositado afetou e continua afetando a água e todo o ecossistema nessas áreas (SILVA et al., 2016; FERREIRA et al., 2020). O tecnossolo, em formação na camada superficial, apresenta limitações físicas como alta densidade, teor de areia e silte elevados e praticamente nenhuma matéria orgânica. Essas condições significam limitações de ordem física relativos à estruturação, infiltração de água e aeração, principalmente ao desenvolvimento de raízes, que em campo estão colonizando predominantemente camadas mais superficiais. Além do fato que, no período seco, ocorre um selamento superficial e um endurecimento do tecnossolo (SCHAEFER et al., 2016) e no período chuvoso, devido a este selamento, maior escoamento superficial da água das chuvas com erosão.

Substâncias utilizadas no processo de extração e separação do minério de ferro como o hidróxido de sódio e a eteramina causam também peculiaridades de ordem química como o teor elevado de Na (SANTOS et al., 2019; SCOTTI et al., 2019), além da elevada concentrações de Fe e Mg. Tais alterações podem dificultar a reabilitação e o desenvolvimento de espécies vegetais, podendo modificar, a médio e longo prazo, a vegetação local, havendo a tendência do estabelecimento de ecossistemas diferentes dos originais (IBAMA, 2016).

Para a reabilitação destas áreas e estabelecimento de um novo ecossistema, a estrutura do solo e sua estabilização são essenciais, já que a infiltração da água e a redução dos processos erosivos devem ocorrer para o desenvolvimento das plantas nesse ambiente. Os sistemas radiculares e a microbiota edáfica associada à rizosfera desempenham funções fundamentais para a reabilitação de áreas degradadas (MARRS, 2016), como a decomposição e mineralização de compostos orgânicos, estruturação do solo, transformações de elementos químicos e simbioses radiculares, serviços ecossistêmicos essenciais para a sustentabilidade da restauração ecológica (SOARES e CARNEIRO, 2010).

Dentre estes microrganismos, os fungos micorrízicos arbusculares (FMAs) têm papel importante na revegetação. A simbiose micorrízica beneficia a planta na absorção de nutrientes e água, na tolerância a efeitos abióticos (estresse hídrico, metais pesados e outros) e bióticos (pragas e doenças, entre outros), o que torna os FMAs aliados com grande potencial de aceleração na recuperação de áreas degradadas (ESTAÚN et al., 2007; ASMELASH et al., 2016). Além disso, os FMAs podem contribuir para estruturação do solo através de sua rede de hifas que envolvem as partículas do solo (areia, silte, argila, matéria orgânica particulada) e na cimentação dessas partículas devido à liberação de glomalina (RILLIG, 2004; LEIFHEIT et al.,

2014), evitando principalmente a dispersão e remoção de partículas por ação da erosão, que tem afetado a qualidade da água nos rios (BOTTINO et al., 2017; SILVA et al., 2018).

Considerando os benefícios realizados pela associação mutualista entre plantas e fungos micorrízicos arbusculares, a hipótese do presente estudo foi que esses fungos nativos auxiliam no crescimento de espécies vegetais de interesse para revegetação de áreas com deposição de rejeito e que contribuem com a melhoria de suas propriedades físicas.

Portanto os objetivos das pesquisas relacionadas nesta tese foram:

- i) A avaliação do potencial de fungos micorrízicos arbusculares encontrados na área afetada como inóculos para plantas arbóreas nativas para uso revegetação das áreas degradadas e
- ii) A avaliação do potencial desses fungos nativos para melhorar a qualidade física e auxiliar no processo reabilitação física do rejeito da mineração e ferro.

Os objetivos específicos foram:

- a) Avaliar o potencial infectivo dos FMAs nativos obtidos de área afetada pela deposição de rejeito (tecnossolo);
- b) Avaliar a inoculação de FMAs nativos na promoção de crescimento de espécies arbóreas nativas em condição de viveiro;
- c) Avaliar a inoculação de FMAs no estabelecimento e desenvolvimento de espécies arbóreas no rejeito em casa de vegetação; e
- d) Avaliar o efeito da inoculação e reinoculação de FMAs nativos no desenvolvimento de espécies arbóreas e sobre propriedades físicas do rejeito.

Para apresentação das pesquisas realizadas para compor esta tese, foram organizados três artigos independentes. O primeiro trata dos experimentos conduzidos em viveiro avaliando a inoculação com fungos micorrízicos arbusculares nativos na produção e mudas de 17 espécies arbóreas. Previamente, verificou-se, em um ensaio com planta hospedeira micotrófica (braquiária) o potencial de inóculo de cada uma das duas fontes de propágulos utilizadas, sendo um solo-inóculo multiplicado previamente em cultivo armadilha e outro solo-inóculo coletado diretamente em campo, na área afetada pela deposição do rejeito da mineração de ferro oriundo da Barragem de Fundão, em Mariana-MG.

A segunda fase da pesquisa, apresentada em dois artigos diferentes, avaliou o crescimento de três espécies arbóreas com potencial para aplicação na revegetação das áreas degradadas pelo rompimento da barragem de rejeitos: *Peltophorum dubium* (Artigo 2); e *Cedrela fissilis* e *Triplaris americana* (Artigo 3), em vaso contendo o rejeito da Barragem de

Fundão. Considerando a limitação física do tecnossolo, buscou-se avaliar nestes três experimentos, os possíveis efeitos da inoculação com FMAs e do plantio das mudas em algumas propriedades físicas do rejeito.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Mineração no Brasil: consequências e riscos

O Brasil tem alto potencial para a mineração e atualmente já está entre maiores produtores e exportadores de minério no mundo. No país, são produzidas mais de 72 substâncias minerais com destaque para o minério de ferro. Em 2018, a exportação de minério de ferro representou 68% das exportações da indústria extrativa mineral do país. A participação do setor mineral no produto interno bruto (PIB) do Brasil foi de 2,44% no ano de 2018 alcançando um valor bruto de 34 bilhões de dólares (IBRAM, 2019).

Em Minas Gerais, a atividade de extração mineral tem destaque e marca a história e o próprio nome do estado. Em 2015, o setor mineral em Minas Gerais exportou cerca de US\$ 15 bilhões, o que correspondeu a aproximadamente 50% do total exportado pelo setor no país (IBRAM, 2015). No entanto, a atividade mineradora gera também impactos sociais negativos e impactos consideráveis ao meio ambiente. A instalação da atividade implica normalmente em supressão de vegetação, exposição do solo aos processos erosivos com alterações na quantidade e qualidade dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos, além de causar poluição do ar (HILSON, 2002; HILSON e MURCK, 2000).

No estado de Minas Gerais, em levantamento das minas abandonadas realizado pela Fundação Estadual do Meio Ambiente (FEAM) publicado em 2016, foram cadastradas 400 minas paralisadas ou abandonadas. Mais da metade das minas paralisadas não tem controle ambiental (FEAM, 2016). As minas abandonadas podem gerar impactos ambientais e contaminação que colocam em risco a vida de populações vizinhas ao empreendimento (ARAÚJO, 2015).

Outro aspecto relacionado à mineração é a infraestrutura e outros bens naturais, necessários ao seu funcionamento, que engloba, normalmente, água e energia em grandes quantidades. Empreendimentos no setor de mineração vêm acompanhado da necessidade de produção de energia, por isso são comuns as pequenas centrais hidrelétricas associadas às áreas de extração de minério. A construção de barragens, tanto para geração de energia quanto para deposição de rejeito, atrela mais impacto e risco aos empreendimentos da mineração aumento a área de impacto (FERREIRA et al., 2014). No país, há centenas de barragens de rejeitos de

mineração e, apenas em Minas Gerais, mais de 40 barragens estão acima da capacidade de armazenamento e são consideradas instáveis (MEIRA et al., 2016).

O impacto social da extração de ferro em Minas Gerais envolve também o uso da água, pois o consumo no processo de separação e transporte do minério é alto. Como exemplo, no Complexo Alegria, conjunto das jazidas e obras que englobam a Barragem de Fundão, da Samarco S.A., houve aumento do consumo de água em 50% entre 2013 e 2014. No mesmo período, a população do município de Mariana-MG enfrentou rodízio de abastecimento de água devido à escassez hídrica. Fato que demonstra claramente o privilégio pelo abastecimento da mineradora em detrimento do consumo humano (ACSELRAD, 2017).

A reflexão sobre a situação da mineração no Brasil e, em especial para Minas Gerais, pela importância econômica histórica dessa atividade, é essencial para que seja exposta a necessidade de atenção dos agentes governamentais e das empresas aos impactos gerados. A preocupação com a redução, mitigação e recuperação das áreas impactadas por essa atividade não é assunto sem relevância e deve ser um compromisso assumido para sustentabilidade dos empreendimentos (NEVES et al., 2016).

Sem a percepção ampliada das consequências da mineração, o desenvolvimento é colocado em primeiro lugar e paga-se o preço ambiental, social e econômico de empreendimentos dessa natureza. Segundo Ferreira et al. (2014), no Brasil existe cerca de 1,65 milhões de km² de terras registradas com de interesse para a mineração. O potencial do país é imenso, porém, se essa exploração continuar sendo feita nos moldes atuais, continuaremos sentindo suas consequências negativas, como foi o caso das ocorrências de desastres nos rompimentos das barragens de Fundão, em Mariana-MG, e do Córrego do Feijão, em Brumadinho-MG, em 2015 e 2019 respectivamente. Esses desastres chamaram a atenção recentemente para a ameaça das barragens de armazenamento de rejeitos, que são comuns na mineração de ferro no Brasil.

2.2 Rompimento da Barragem de Fundão (Mariana-MG): impactos socioambientais

O rompimento da barragem de rejeitos de Fundão de propriedade da mineradora SAMARCO S.A, uma empresa *joint venture* da Vale S.A. e B. H. Biliton Brasil Ltda., no distrito de Bento Rodrigues, em Mariana-MG, no dia 5 de novembro de 2015 é considerado o pior desastre ambiental ligado à mineração no país (GARCIA et al., 2017; NEVES et al., 2016).

Na barragem, estavam armazenados de 55 a 60 milhões de metros cúbicos de rejeito de processamento de minério de ferro, que se espalharam pelo leito do Rio Doce, por 600 quilômetros, até chegar ao litoral capixaba (SEGURA et al., 2016).

Nos últimos 30 anos, este foi o sétimo rompimento de barragem de rejeitos de mineração no estado de Minas Gerais. Segundo levantamento realizado pela FEAM, das 735 barragens em operação no estado, 42 não tem garantia de estabilidade. O destaque que merece ser feito é que a barragem de Fundão era considerada estável (NEVES et al., 2016).

Os danos nas margens dos rios se concentraram principalmente entre a barragem rompida em Bento Rodrigues e a Usina Hidrelétrica Risoleta Neves, conhecida como barragem de Candonga, onde parte dos rejeitos foi retida. Nesse trecho de aproximadamente 110 km foram afetadas mais de 80 áreas tributárias pela movimentação do rejeito que elevou o nível do Rio Doce e de seus afluentes formadores, removeu camada de solo, extirpou a vegetação nativa e depositou rejeito no leito e margens dos rios (IBAMA, 2016).

A continuidade de movimentação do rejeito depositado ainda era observada mais de um ano após o desastre, com processos erosivos laminares e de ravinamento atuantes, o que faz com que continue sendo assoreada a água adjacente aos bancos de rejeito (IBAMA, 2016). Os processos erosivos nessas áreas afetadas pela deposição do rejeito continuam afetando a qualidade da água e os ecossistemas terrestres e aquáticos (BOTTINO et al., 2017; SILVA et al., 2018; WEBER et al., 2020).

Após quatro anos do rompimento da barragem, as áreas de deposição do rejeito estão praticamente revegetadas com espécies exóticas e nativas oriundas do plantio inicial emergencial, tanto introduzidas pelo programa de revegetação quanto advindas da regeneração natural (IBAMA, 2019). Em segunda etapa do projeto de restauração ecológica das áreas afetadas, está prevista a revegetação das áreas afetadas com o uso de espécies arbóreas nativas. No termo de acordo de ajuste de conduta assinado por diversas instituições e representações do poder público após o rompimento da Barragem do Fundão consta o compromisso de recuperação de 2000 ha (TTAC, 2016 disponível em <https://www.samarco.com/wp-content/uploads/2016/07/TTAC-FINAL.pdf>).

Pouco mais de 3 anos após o rompimento da barragem de Fundão, ocorreu outro desastre envolvendo o rompimento de barragem de rejeito de mineração de ferro, também no estado de Minas Gerais, na cidade de Brumadinho. Esta sequência confirmou a periculosidade de barragens construídas por alteamento à montante, forma comumente utilizada pelas

mineradoras por ser a de menor custo, apesar de envolver um risco maior de rompimento, como se testemunhou recentemente (DE LIMA et al., 2020).

O Governo do Estado de Minas Gerais, em fevereiro de 2019, instituiu a Política Estadual de Segurança de Barragens, por meio da Lei 23291/2019 (<https://leisestaduais.com.br/mg/lei-ordinaria-n-23291-2019-minas-gerais-institui-a-politica-estadual-de-seguranca-de-barragens>). Essa lei ficou conhecida popularmente como “lei mar-de-lama”, em referência ao Rio Doce afetado pela lama advindo da barragem de Fundão. A iniciativa visa reduzir os danos associados às barragens destinadas à acumulação ou disposição final ou temporária de rejeitos e resíduos industriais ou de mineração e barragens de água, associadas aos processos industriais e de mineração. Por esta lei, está previsto o descomissionamento de barragens no estado, que implica na desativação de barragens construídas pelo método de alteamento à montante.

Os resultados gerados com as pesquisas vinculadas à esta tese poderão auxiliar na restauração ecológica de áreas de barragens com rejeitos da mineração e ferro, que serão obrigatoriamente descomissionadas nos próximos anos.

2.3 Recuperação de áreas degradadas e microbiota do solo

As áreas degradadas podem ser caracterizadas como aquelas em que a vegetação nativa e a fauna foram destruídas, removidas ou expulsas, a camada superficial do solo foi perdida, removida ou enterrada e a qualidade do regime hídrico alterada. A maioria das atividades econômicas causa impactos na paisagem em maior ou menor grau. A atividade mineradora gera esses tipos de alterações e a magnitude do impacto varia com o minério extraído, o tipo de extração e os rejeitos produzidos (HILSON e MURCK, 2000).

A apresentação de um plano de restauração ecológica é parte inerente à maioria dos projetos de exploração mineral, sendo inclusive obrigatório pela legislação brasileira (MEIRA et al., 2016). A restauração ecológica é definida como o processo de assistir a recuperação de um ecossistema que foi degradado, perturbado ou destruído (SER, 2004). Quando se aborda o conceito de ecossistema considera-se a incorporação de componentes biótico e abióticos e as relações ecológicas envolvidas envolvendo uma complexa teia de serviços ecossistêmicos gerados naquele ambiente.

Dentro da restauração ecológica, existem termos específicos que se referem a distintos objetivos do processo. A recuperação de uma área degradada se refere ao retorno a uma forma qualquer de utilização de acordo com um planejamento prévio para destinação de uso do solo e que, com o tempo, pode ter a funcionalidade ambiental restabelecida. O termo reabilitação é definido como um processo de condução da área degradada a um estado biológico adequado para constituição de um novo ecossistema. Já a restauração é o retorno às condições originais, normalmente governada por processos espontâneos (SIQUEIRA et al., 2007).

A ação de uma atividade impactante ao solo gera reflexos inicialmente no componente biológico, com possíveis alterações no metabolismo ou mesmo na composição da biota. Em sequência, características químicas e físicas são afetadas com perdas de matéria orgânica, na disponibilidade de elementos químicos ou mesmo na estrutura, aeração, infiltração de água e outros atributos essenciais para cumprimento das funções ambientais e ecológicas do solo. A recuperação das áreas segue a ordem inversa, pois os atributos biológicos são normalmente os que demandam maior tempo e investimento para reabilitação a condições aproximadas àsquelas anteriores ao distúrbio (SIQUEIRA et al., 2007).

A biodiversidade no solo é fator essencial para a resiliência do ecossistema e o retorno de uma condição de sustentabilidade, estimulando a ciclagem de energia e nutrientes e reestabelecimento de uma condição mínima de resiliência garantida pela redundância funcional dos processos básicos de sustentação dos ciclos naturais (HARRIS, 2009; WUBS et al., 2016). Processos de alta relevância como a mineralização, a fixação biológica de nitrogênio, a decomposição de xenobióticos, entre outros, são realizadas por muitas espécies diferentes, com metabolismo diferenciado (MOREIRA e SIQUEIRA, 2006). Esse fato faz com que a microbiota seja um ponto chave na recuperação funcional, garantindo o mínimo de resiliência em ambientes degradados e podendo ser usados, inclusive, para favorecer o desenvolvimento vegetal em ambientes restritivos (RESENDE et al., 2013). A recuperação inicial deve focar, portanto, na introdução e estabelecimento de plantas e organismos, que ajudam no retorno de processos fundamentais para reestabelecimento das funções e da sustentabilidade do sistema em recuperação.

Os ecossistemas perturbados possuem naturalmente capacidade de regeneração natural e esta pode ser, inclusive, mais eficiente do ponto de vista da restauração ecológica (CROUZEILLES et al., 2017). Porém, a depender da origem e condição de degradação provocada e da situação das áreas no entorno (fontes de propágulos vegetais), a intervenção humana pode ser essencial para acelerar a recuperação (DAVIDE et al., 2015).

As intervenções são importantes para estimular o retorno de uma condição mínima de resiliência do ambiente, que permita o estabelecimento da funcionalidade e ciclos biogeoquímicos do sistema, nos quais a microbiota tem papel preponderante. Um dos exemplos que pode ser citado é a ausência de nutrientes em quantidade suficiente para o desenvolvimento da vegetação (principalmente N e P), muito comum nos trópicos. Esta situação de degradação é normalmente estimulada pela redução da matéria orgânica com o desmatamento, uso práticas agropecuárias inadequadas ou, em condições ainda mais impactantes, como pela remoção da camada superficial do solo como na mineração, na construção de estradas, etc. (SIQUEIRA et al., 2007; RESENDE et al., 2013).

A microbiota, que faz parte da matéria orgânica viva no solo, é essencial para a revegetação, que é, comumente, o principal objetivo da restauração ecológica (HARRIS, 2009). Considerar o estímulo a microbiota nativa ou mesmo a introdução de microrganismos pode aumentar a eficiência dos projetos de recuperação de áreas degradadas implantados (ASMELASH et al., 2016; DAVIDSON; NOVAK; SERPE, 2016).

O conhecimento em microbiologia e bioquímica do solo pode também aprimorar o monitoramento da restauração, pois processos enzimáticos, metabólicos e a diversidade biológica e funcional são aspectos importantes para a restauração de sua qualidade do solo e, conseqüentemente, para o sucesso da restauração ecológica (BATISTA et al., 2020). Os indicadores biológicos de qualidade do solo no acompanhamento da restauração ainda são pouco utilizados e até mesmo pesquisados (KOLLMANN et al., 2016), porém é ferramenta promissora na ampliação do conhecimento de processos essenciais para recuperação da funcionalidade e sustentabilidade do ecossistema.

Dentro os microrganismos do solo, os fungos micorrízicos desempenham papel importante pelo alcance em área das hifas e alteração do meio pela criação da micorrizosfera, que favorece a microbiota associada (ASMELASH et al., 2016; VILELA et al., 2014, KOZIOL et al. 2018). A relação entre diversidade de fungos micorrízicos no solo e desenvolvimento de plantas é positiva. No estudo de Wagg et al. (2011), a diversidade de fungos no solo e a seleção de espécies com efeitos complementares contribuiu para o incremento de 82-85% na produtividade vegetal. Esses autores mostraram, com este resultado, que a diversidade do solo é essencial para manutenção das plantas em diferentes condições ambientais, inclusive considerando ambientes em estado de degradação.

2.4 Fungos micorrízicos arbusculares

Os fungos micorrízicos arbusculares (FMAs) são microrganismos do solo simbiotes obrigatórios, que colonizam raízes das plantas formando uma associação denominada de micorriza arbuscular. As micorrizas arbusculares são associações mutualistas entre fungos micorrízicos arbusculares e raízes de plantas vasculares, que ao longo da evolução desenvolveram eficiente mecanismo de comunicação, tropismo e tactismo. Essa simbiose contribui para o desenvolvimento dos organismos envolvidos, sendo que, a planta fornece carboidratos para o fungo e este fornece nutrientes e água para o vegetal. É uma associação tão eficiente que, na natureza, é regra e não exceção, já que 80% das plantas tem simbiose com fungos micorrízicos arbusculares (BRUNDRETT, 2009).

A simbiose de vegetais com fungos micorrízicos arbusculares são largamente conhecidas pelos seus benefícios para os organismos envolvidos e para melhoria da qualidade do solo. Os efeitos das micorrizas nas plantas pode se dar por diferentes mecanismos: aumento da superfície de absorção, efeito fisiológico aumento a capacidade de absorção, modificações morfofisiológicas, favorecimento de raízes absorventes, utilização de nutrientes em forma não disponível para as raízes (MARSCHNER; DELL, 1994), armazenagem temporária de nutrientes, favorecimento de microrganismos que vivem na micorrizosfera como mineralizadores, solubilizadores e diazotróficos, amenização de efeitos adversos do pH, Al, Mn, metais, salinidade, estresses, pesticidas, poluentes e patógenos (AUGÉ, 2001; VERESOGLOU; RILLIG, 2012). As hifas micorrízicas contribuem na estabilidade da agregação do solo e a produção de glicoproteínas, como a glomalina, que são capazes de sequestrar elementos tóxicos favorece também o desenvolvimento vegetal (LEHMANN; LEIFHEIT; RILLIG, 2017; RILLIG et al., 2015).

2.5 As micorrizas arbusculares na recuperação de áreas degradadas

Na etapa inicial da recuperação das áreas degradadas o estabelecimento dos vegetais é essencial, pois são a base da cadeia trófica inserindo carbono e energia no sistema. As simbioses e associações de vegetais com microrganismos do solo aceleram e aumentam o percentual de sucesso nesse processo de revegetação.

O estabelecimento dos vegetais é parte essencial para a reconstrução da estrutura do solo e sua estabilização, evitando processos erosivos e favorecendo a infiltração, retenção e disponibilidade de água. O efeito benéfico para a planta na absorção de nutrientes, tolerância a estresse hídrico, dentre outros faz com que os fungos micorrízicos arbusculares sejam aliados com grande potencial de aceleração da recuperação de áreas degradadas (ESTAÚN et al., 2007; ASMELASH et al., 2016).

Além dos estímulos benéficos no estabelecimento dos vegetais, as micorrizas contribuem para entrada de carbono e energia no solo. De 5 a 10% do carbono fixado na fotossíntese é transferido via simbiose para os fungos micorrízicos, acelerando a entrada de carbono no solo (HODGE e STORER, 2015). Pela exsudação e modificação do ambiente micorrizoférico, há contribuição também para a criação de micro-habitats (hotspots) que favorecem o desenvolvimento e multiplicação da microbiota edáfica e geram acréscimo significativo na atividade biológica do solo (KUZYAKOV e BLAGODATSKAYA, 2015). A retomada da atividade biológica aliada à biodiversidade, que garante a resiliência dos processos fundamentais, é a base necessária para o funcionamento e estabilização do novo ecossistema.

Assim como a maioria dos organismos edáficos, os FMAs são afetados por alterações degenerativas no solo, tanto de causa natural (erosão, inundação, atividade vulcânica, etc) como ações antrópicas que reduzem a qualidade dos solos, como queimadas, mudança ou supressão da vegetação, revolvimento do solo, mineração, contaminação, construção civil, etc. No entanto, possuem capacidade de adaptação, tendo sido encontrados em solos sob diferentes tipos e estágios de degradação (SOARES e CARNEIRO, 2010). Em trabalhos recentes, foi relatada presença de esporos de fungos micorrízicos arbusculares (FMAs) nas áreas de tecnossolo formados pela deposição do rejeito da Barragem de Fundão (PRADO et al., 2019), no entanto, não se conhece a capacidade infectiva desses propágulos adaptados a esta condição e se a aplicação desses FMAs nativos pode auxiliar no processo de restauração ecológica.

Como forma de auxiliar no conhecimento de técnicas que podem ser úteis na restauração ecológicas de áreas degradadas por rejeito da mineração de ferro, desenvolvemos as pesquisas que compõe esta tese, as quais foram divididas em duas fases. A primeira consistiu na produção em viveiro florestal de mudas de 17 espécies arbóreas nativas da Mata Atlântica com aplicação de inóculos de FMAs. A segunda fase, com três experimentos, foi realizada para avaliação do desenvolvimento de três espécies arbóreas em vaso utilizando como substrato o rejeito e verificadas possíveis alterações em suas propriedades físicas.

REFERÊNCIAS

- ACSELRAD, H. M., November, 2015: the political genealogy of a disaster. **VIBRANT - Vibrant Virtual Brazilian Anthropology**, vol. 14, núm. 2, 2017, pp. 149-158. Disponível em: <https://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1809-43412017000200305&script=sci_abstract&tlng=en> Acesso em 10 dez. 2017.
- ARAÚJO, E. R. Fechamento de minas no Brasil não tem legislação federal específica e coloca em risco o ambiente e populações locais. Rio de Janeiro, CETEM/MCTI, 2015. Disponível em: <<https://www.cetem.gov.br/images/palestras/2015/mariana/verbete-fechamento.pdf>> Acesso em 23 set. 2016.
- ASMELASH, F.; BEKELE, T.; BIRHANE, E. The Potential Role of Arbuscular Mycorrhizal Fungi in the Restoration of Degraded Lands. **Frontiers in Microbiology**, v. 7, 26 jul. 2016. DOI 10.3389/fmicb.2016.01095. Disponível em: <<http://journal.frontiersin.org/Article/10.3389/fmicb.2016.01095/abstract>> Acesso em: 19 fev. 2020.
- AUGÉ, R. M. Water relations, drought and vesicular-arbuscular mycorrhizal symbiosis. **Mycorrhiza**, v. 11, n. 1, p. 3–42, 28 maio 2001. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s005720100097>> Acesso em: 10 jul. 2019.
- BATISTA, É. R.; CARNEIRO, J. J.; ARAÚJO PINTO, F.; DOS SANTOS, J. V.; CARNEIRO, M. A. C. Environmental drivers of shifts on microbial traits in sites disturbed by a large-scale tailing dam collapse. **Science of The Total Environment**, v. 738, p. 139453, out. 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139453>> Acesso em: 26 mar. 2020.
- BOTTINO, F.; MILAN, J.A.M.; CUNHA-SANTINO, M.B.; BIANCHINI, I. Influence of the residue from an iron mining dam in the growth of two macrophyte species. **Chemosphere**, v. 186, p. 488–494, nov. 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.08.030>> Acesso em: 01 ago. 2019.
- BRUNDRETT, M. C. Mycorrhizal associations and other means of nutrition of vascular plants: understanding the global diversity of host plants by resolving conflicting information and developing reliable means of diagnosis. **Plant and Soil**, v. 320, n. 1–2, p. 37–77, jul. 2009. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s11104-008-9877-9>> Acesso em: 30 mar. 2018.
- CROUZEILLES, R.; FERREIRA, M. S.; CHAZDON, R. L.; LINDENMAYER, D. B.; SANSEVERO, J. B. B.; MONTEIRO, L.; IRIBARREM, A.; LATAWIEC, A. E.; STRASSBURG, B. B. N. Ecological restoration success is higher for natural regeneration than for active restoration in tropical forests. **Science Advances**, v. 3, n. 11, p. e1701345, nov. 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1126/sciadv.1701345>> Acesso em: 15 jun. 2018.
- DAVIDSON, B. E.; NOVAK, S. J.; SERPE, M. D. Consequences of inoculation with native arbuscular mycorrhizal fungi for root colonization and survival of *Artemisia tridentata* ssp.

wyomingensis seedlings after transplanting. **Mycorrhiza**, v. 26, n. 6, p. 595–608, ago. 2016. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s00572-016-0696-1>> Acesso em: 15 jun. 2017.

DE LIMA, R. E.; DE LIMA PIKANÇO, J.; DA SILVA, A. F.; ACORDES, F. A. An anthropogenic flow type gravitational mass movement: the Córrego do Feijão tailings dam disaster, Brumadinho, Brazil. **Landslides**, 23 jul. 2020. DOI 10.1007/s10346-020-01450-2. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/s10346-020-01450-2>. Acesso em: 14 ago. 2020.

ESTAÚN, V.; VICENTE, S.; CALVET, C.; CAMPRUBÍ, A.; BUSQUETS, M. Integration of arbuscular mycorrhiza inoculation in hydroseeding technology: effects on plant growth and inter-species competition. **Land Degradation & Development**, v. 18, n. 6, p. 621–630, nov. 2007. Disponível em: <<https://doi.org/10.1002/ldr.801>> Acesso em: 17 jun. 2017.

FERREIRA, J.; ARAGAO, L. E. O. C.; BARLOW, J.; BARRETO, P.; BERENGUER, E.; BUSTAMANTE, M.; GARDNER, T. A.; LEES, A. C.; LIMA, A.; LOUZADA, J.; PARDINI, R.; PARRY, L.; PERES, C. A.; POMPEU, P. S.; TABARELLI, M.; ZUANON, J. Brazil's environmental leadership at risk. **Science**, v. 346, n. 6210, p. 706–707, 7 nov. 2014. Disponível em: <<https://doi.org/10.1126/science.1260194>> Acesso em: 11 jun. 2019.

FEAM – Fundação Estadual do Meio Ambiente -MG. Inventário de Barragem do Estado De Minas Gerais, ano 2016. Disponível em: <http://www.feam.br/images/stories/2017/RESIDUO_MINERA%C3%87%C3%83O/Invent%C3%A1rio_de_Barragens_2016.pdf>

GARCIA, L. C.; RIBEIRO, D. B.; DE OLIVEIRA ROQUE, F.; OCHOA-QUINTERO, J. M.; LAURANCE, W. F. Brazil's worst mining disaster: Corporations must be compelled to pay the actual environmental costs. **Ecological Applications**, v. 27, n. 1, p. 5–9, jan. 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1002/eap.1461>> Acesso em: 12 mar. 2017.

HARRIS, J. Soil Microbial Communities and Restoration Ecology: Facilitators or Followers? **Science**, v. 325, n. 5940, p. 573–574, 31 jul. 2009. Disponível em: <<https://doi.org/10.1126/science.1172975>> Acesso em: 15 fev. 2018.

HILSON, Gavin. An overview of land use conflicts in mining communities. **Land Use Policy**, v. 19, n. 1, p. 65–73, jan. 2002. Disponível em: <[https://doi.org/10.1016/S0264-8377\(01\)00043-6](https://doi.org/10.1016/S0264-8377(01)00043-6)> Acesso em: 08 abr. 2020.

HILSON, Gavin; MURCK, Barbara. Sustainable development in the mining industry: clarifying the corporate perspective. **Resources Policy**, v. 26, n. 4, p. 227–238, dez. 2000. Disponível em: <[https://doi.org/10.1016/S0301-4207\(00\)00041-6](https://doi.org/10.1016/S0301-4207(00)00041-6)> Acesso em: 08 abr. 2020.

HODGE, A.; STORER, K. Arbuscular mycorrhiza and nitrogen: implications for individual plants through to ecosystems. **Plant and Soil**, v. 386, n. 1–2, p. 1–19, jan. 2015. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s11104-014-2162-1>> Acesso em: 15 abr. 2019.

IBAMA Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis **Relatório Geral de Vistoria** – Operação Águas – Fase Hélios. 40p., 2016. Disponível em: <<https://www.gov.br/ibama/pt-br/centrais-de-conteudo/2016-07-relatorio-opaugias-fase-helios->

pdf/@@download/file/2016-07-relatorio_opaugias_fase_helios.pdf > Acesso em 01 ago. 2017.

IBRAM - Instituto Brasileiro de Mineração. Informações sobre a economia mineral brasileira 2015 [internet]. Brasília, DF [accessed on: 10 May 2017]. Disponível em: <<http://www.ibram.org.br/>>

IBRAM - Instituto Brasileiro de Mineração. Relatório Anual de atividades junho-2018 a julho-2019. Disponível em: <<http://portaldamineracao.com.br/ibram/wp-content/uploads/2019/07/relatorio-anual-2018-2019.pdf>> Acesso em 10 dez de 2019.

KUZYAKOV, Y.; BLAGODATSKAYA, E. Microbial hotspots and hot moments in soil: Concept & review. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 83, p. 184–199, abr. 2015. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.01.025>> Acesso em: 18 set. 2016.

LEHMANN, A.; LEIFHEIT, E.F.; RILLIG, M.C. Mycorrhizas and Soil Aggregation. **Mycorrhizal Mediation of Soil**. [S. l.]: Elsevier, 2017. p. 241–262. DOI 10.1016/B978-0-12-804312-7.00014-0. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/B9780128043127000140>. Acesso em: 28 abr. 2020.

LEIFHEIT, E. F.; VERESOGLOU, S. D.; LEHMANN, A.; MORRIS, E. K.; RILLIG, M. C. Multiple factors influence the role of arbuscular mycorrhizal fungi in soil aggregation—a meta-analysis. **Plant and Soil**, v. 374, n. 1–2, p. 523–537, jan. 2014. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s11104-013-1899-2>> Acesso em: 01 abr. 2020.

MARSCHNER, H.; DELL, B. Nutrient uptake in mycorrhizal symbiosis. **Plant and Soil**, v. 159, n. 1, p. 89–102, fev. 1994. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/BF00000098>> Acesso em: 31 out. 2019.

MEIRA, R. M. S. A.; PEIXOTO, A. L.; COELHO, M. A. N.; PONZO, A. P. L.; ESTEVES, V. G. L.; SILVA, M. C.; CÂMARA, P. E. A. S.; MEIRA-NETO, J. A. A. Brazil's mining code under attack: giant mining companies impose unprecedented risk to biodiversity. **Biodiversity and Conservation**, v. 25, n. 2, p. 407–409, fev. 2016. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s10531-016-1050-9>> Acesso em: 01 set. 2016.

MOREIRA, F. M. S., SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e Bioquímica do Solo** 2. ed., Lavras, Editora UFLA, 2006, 729p.

NEVES, Ana Carolina de Oliveira; NUNES, Flávia Peres; DE CARVALHO, Felipe Alencar; FERNANDES, Geraldo Wilson. Neglect of ecosystems services by mining, and the worst environmental disaster in Brazil. **Natureza & Conservação**, v. 14, n. 1, p. 24–27, jan. 2016. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ncon.2016.03.002>> Acesso em: 02 set. 2016.

OMACHI, C. Y.; SIANI, S. M.O.; CHAGAS, F. M.; MASCAGNI, M. L.; CORDEIRO, M.; GARCIA, G. D.; THOMPSON, C. C.; SIEGLE, E.; THOMPSON, F. L. Atlantic Forest loss caused by the world's largest tailing dam collapse (Fundão Dam, Mariana, Brazil). **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 12, p. 30–34, nov. 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.rsase.2018.08.003>> Acesso em: 12 dez. 2018.

PRADO, I. G. de O.; DA SILVA, M. de C. S.; PRADO, D. G. de O.; KEMMELMEIER, K.; PEDROSA, B. G.; SILVA, C. C. da; KASUYA, M. C. M. Revegetation process increases the diversity of total and arbuscular mycorrhizal fungi in areas affected by the Fundão dam failure in Mariana, Brazil. **Applied Soil Ecology**, v. 141, p. 84–95, set. 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.05.008>> Acesso em: 03 out. 2019.

RESENDE, A. S. de, CHAER, G. M., CAMPELLO, E. F. C., SILVA, A. de P., DE LIMA, K. D. R., CURCIO, G. R. Uso de Leguminosas Arbóreas na recuperação de áreas degradadas **Tópicos em Ciência do Solo SBCS** v. 8, jul. 2013.

RILLIG, M. C. Arbuscular mycorrhizae, glomalin, and soil aggregation. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 84, n. 4, p. 355–363, 1 nov. 2004. Disponível em: <<https://doi.org/10.4141/S04-003>> Acesso em: 28 jan. 2019.

RILLIG, M. C.; AGUILAR-TRIGUEROS, C. A.; BERGMANN, J.; VERBRUGGEN, E.; VERESOGLOU, S. D.; LEHMANN, A. Plant root and mycorrhizal fungal traits for understanding soil aggregation. **New Phytologist**, v. 205, n. 4, p. 1385–1388, mar. 2015. Disponível em: <<https://doi.org/10.1111/nph.13045>> Acesso em: 22 fev. 2019.

SANTOS, O. S. H.; AVELLAR, F. C.; ALVES, M.; TRINDADE, R. C.; MENEZES, M. B.; FERREIRA, M. C.; FRANÇA, G. S.; CORDEIRO, J.; SOBREIRA, F. G.; YOSHIDA, I. M.; MOURA, P. M.; BAPTISTA, M. B.; SCOTTI, M. R. Understanding the Environmental Impact of a Mine Dam Rupture in Brazil: Prospects for Remediation. **Journal of Environment Quality**, v. 48, n. 2, p. 439, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.2134/jeq2018.04.0168>> Acesso em: 20 nov. 2019.

SCHAEFER, C. E. G. R., SANTOS, E. E., FERNANDES FILHO, E. I., ASSIS, I. R., Paisagens de lama: Os tecnossolos para recuperação ambiental de áreas afetadas pelo desastre da Barragem de Fundão, em Mariana **Boletim informativo da SBCS**, p.18–23, 2016.

SCOTTI, M. R.; AVILA, S.; MENDES, L.; LACERDA, T.; SILVA, S.; ANTÃO, A.; GOMES, A.; MEDEIROS, M.; ALVARENGA, S.; SANTOS, C.; RIGOBELLO, E. First Report of Field Remediation of Contaminated Tailings from the Collapsed Fundão Dam in Brazil. *In: The 5th World Congress on New Technologies*, ago. 2019. [*S. l.: s. n.*], ago. 2019. DOI 10.11159/icepr19.163. Disponível em: http://avestia.com/NewTech2019_Proceedings/files/paper/ICEPR/ICEPR_163.pdf. Acesso em: 22 set. 2019.

SEGURA, F. R.; NUNES, E. A.; PANIZ, F. P.; PAULELLI, A. C. C.; RODRIGUES, G. B.; BRAGA, G. Ú. L.; DOS REIS PEDREIRA FILHO, W.; BARBOSA, F.; CERCHIARO, G.; SILVA, F. F.; BATISTA, B. L.. Potential risks of the residue from Samarco’s mine dam burst (Bento Rodrigues, Brazil). **Environmental Pollution**, v. 218, p. 813–825, nov. 2016. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.08.005>> Acesso em: 10 dez. 2016.

SER - SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION INTERNATIONAL E POLICY WORKING GROUP. **The SER International Primer on Ecological Restoration**. www.ser.org e Tucson: Society for Ecological Restoration International. 2004. Disponível em:

<<https://www.cbd.int/doc/pa/tools/The%20SER%20International%20Primer%20o%20n%20Eological%20Restoration.pdf>> Acesso em 20 nov. 2019.

SIQUEIRA J. O.; SOARES C. R. F. S.; SANTOS J. G. D.; SCHNEIDER J. E.; CARNEIRO M. A. C. Micorrizas e a degradação do solo: caracterização, efeitos e ação recuperadora. **Tópicos em Ciência do Solo (SBCS)**, 5:219-306, 2007.

SILVA, A. C.; CAVALCANTE, L. C. D.; FABRIS, J. D.; JÚNIOR, R. F.; BARRAL, M.; LARA, L. R. S.; STUMPF, H. O.; BARBOSA, J. B. S. Chemical, mineralogical and physical characteristics of a material accumulated on the river margin from mud flowing from the collapse of the iron ore tailings dam in Bento Rodrigues, Minas Gerais, Brazil. **Revista Espinhaço**, v. 5, n. 2, p. 44-53.

SILVA, D.; BELLATO, C.; MARQUES NETO, J.; FONTES, M. Trace Elements In River Waters And Sediments Before And After A Mining Dam Breach (Bento Rodrigues, Brazil). **Química Nova**, 2018. DOI 10.21577/0100-4042.20170252. Disponível em: http://quimicanova.sbq.org.br/audiencia_pdf.asp?aid2=6805&nomeArquivo=AR20180059.pdf. Acesso em: 10 fev. 2019.

SOARES, C.F.R.S.; CARNEIRO, M.A.C. Micorrizas arbusculares na recuperação de áreas degradadas In: SIQUEIRA, J.O.; SOUZA, F. M. de; CARDOSO, E. J. B. N.; TSAI, S. M. (Eds) Micorrizas: 30 anos de pesquisas no Brasil, 2010, p. 441-474.

VERESOGLOU, S. D.; RILLIG, M. C. Suppression of fungal and nematode plant pathogens through arbuscular mycorrhizal fungi. **Biology Letters**, v. 8, n. 2, p. 214–217, 23 abr. 2012. Disponível em: <<https://doi.org/10.1098/rsbl.2011.0874>> Acesso em: 10 dez. 2019.

VILELA, L. A. F.; SAGGIN-JÚNIOR, O. J.; PAULINO, H. B.; SIQUEIRA, J. O.; DA SILVA SANTOS, V. L.; CARNEIRO M. A. C. Fungo micorrízico arbuscular na atividade microbiana e agregação de um Latossolo Vermelho de Cerrado submetido às sucessões de culturas. **Ciênc. Agrotec.**, n. 1, p. 9, 2014.

WAGG, C.; JANSA, J.; SCHMID, B.; VAN DER HEIJDEN, M. G. A. Belowground Biodiversity Effects of Plant Symbionts Support Aboveground Productivity: Biodiversity Effects of Soil Symbionts. **Ecology Letters**, v. 14, n. 10, p. 1001–1009, out. 2011.

WEBER, A. A.; SALES, C. F.; DE SOUZA FARIA, F.; MELO, R. M. C.; BAZZOLI, N.; RIZZO, E. Effects of metal contamination on liver in two fish species from a highly impacted neotropical river: A case study of the Fundão dam, Brazil. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 190, p. 110165, mar. 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110165>> Acesso em: 17 abr. 2020.

WUBS, E. R. J.; VAN DER PUTTEN, W. H.; BOSCH, M.; BEZEMER, T. M. Soil inoculation steers restoration of terrestrial ecosystems. **Nature Plants**, v. 2, n. 8, p. 16107, ago. 2016. Disponível em: <<https://doi.org/10.1038/nplants.2016.107>> Acesso em: 17 mai. 2020.

SEGUNDA PARTE – ARTIGOS

Artigo 1 - Fungos micorrízicos arbusculares nativos em rejeito da mineração de ferro: Potencial infectivo e efeito no crescimento de espécies arbóreas em viveiro

Resumo

Os fungos micorrízicos arbusculares (FMAs) podem auxiliar no desenvolvimento das plantas em viveiro e posterior sobrevivência após o plantio em áreas degradadas. Em áreas degradadas pela deposição de rejeito de mineração de ferro, em Mariana (MG), foi observada alta densidade de esporos de FMAs. Com base na expectativa de que FMAs encontrados nas áreas afetadas pelo rompimento da Barragem de Fundão possam favorecer o desenvolvimento de mudas na fase de viveiro, objetivou-se avaliar a eficiência de diferentes solo-inóculos de FMAs nativos, encontrados nas áreas de reabilitação, na promoção de crescimento e de colonização micorrízica em mudas de 17 espécies arbóreas, em condição de viveiro. Avaliou-se a inoculação de dois tipos de inóculos, um diretamente coletado em campo e outro multiplicado em cultivo armadilha no crescimento de mudas com potencial para uso na restauração ecológica das áreas afetadas. O solo utilizado como inóculo diretamente do campo foi obtido em áreas coberta pelo rejeito da mineração de ferro e o cultivo armadilha com *Urocloa brizantha* mantido por 120 dias. A inoculação considerou a mesma quantidade de esporos para cada um dos inóculos. As fontes de propágulos de FMAs aplicadas foram avaliadas em teste de potencial de inóculo e posteriormente em viveiro. Dentre os inóculos utilizados, aquele multiplicado previamente em cultivo armadilha foi mais eficiente em promover a colonização micorrízica nas raízes. Esse é o primeiro estudo verificando colonização micorrízica em *Cybistax antisiphilitica*, *Gallesia integrifolia* e *Triplaris americana*. A inoculação micorrízica contribuiu para o desenvolvimento de *Peltophorum dubium* e *Senna multijuga* e em menor grau nas espécies *Cedrela fissilis* e *Cybistax antisiphilitica*. Cerca de 80% das espécies aumentaram a colonização micorrízica nas raízes com inoculação de FMAs na sementeira.

Palavras-chave: Barragem de Fundão. Espécies nativas tropicais. Colonização micorrízica. Restauração ecológica. Inóculo fúngico. Eficiência de inoculação.

1 Introdução

Com o rompimento da barragem de Fundão da Empresa Samarco Mineração, localizada no município de Mariana, estado de Minas Gerais, Brasil, em novembro de 2015, houve liberação de cerca de 35 milhões de metros cúbicos de rejeito na Bacia do Rio Doce, gerando uma série de desafios para a pesquisa. A mistura do rejeito, de materiais carreados pela onda de lama, de sedimentos do leito dos rios devido ao histórico de mineração na região (SCHAEFFER et al., 2015), associado aos processos pedogenéticos que estão ocorrendo deu origem a um

tecnossolo com propriedades diferentes do solo original, o qual foi soterrado (SCHAEFER et al., 2016; SILVA et al., 2016; ALMEIDA et al., 2018).

Por meio de processamento e análises de imagens de satélites, foi quantificada uma perda de área florestada equivalente a 457,6 ha localizadas as margens dos rios afetados e calcula-se que a deposição de rejeitos atingiu de 1176 a 2110 ha ao longo de aproximadamente 100 km desde a barragem de Fundão até a barragem da Usina Hidrelétrica Risoleta Neves (CARMO et al., 2017; AIRES et al., 2018; OMACHI et al., 2018).

Após quatro anos do rompimento da barragem, as áreas de tecnossolo estão praticamente revegetadas com espécies exóticas e nativas oriundas do plantio inicial emergencial, tanto introduzidas pelo programa de revegetação, quanto advindas da regeneração natural (IBAMA, 2019). No entanto, as plantas ainda apresentam dificuldade de estabelecimento, como baixa capacidade de sobrevivência após a realização dos plantios, principalmente em períodos de estiagem.

Os processos erosivos nessas áreas afetadas pela deposição do rejeito continuam afetando a qualidade da água e os ecossistemas terrestres e aquáticos (MARTA-ALMEIDA et al., 2016; SILVA et al., 2018; WEBER et al., 2020). O tecnossolo não tem estrutura e possui quantidades expressivas de partículas em tamanho silte e areia fina, o que dificulta a penetração de raízes e a formação de agregados (SILVA et al., 2016; ANDRADE et al., 2018).

No entanto, as técnicas de recuperação adotadas na área diretamente impactada pelo rompimento da barragem de Fundão mostram resultados importantes sendo alcançados, como o aumento na diversidade de fungos micorrízicos arbusculares (FMAs) e outros fungos, que podem ajudar no estabelecimento das plantas (PRADO et al., 2019). Kimmelmeier (2018) e Prado et al. (2019) encontraram diferença de predominância de morfotipos de FMAs nas áreas degradadas em relação àquelas adjacentes não afetadas, o que indica que algumas espécies estão mais adaptadas à condição do tecnossolo formado pela deposição de rejeito.

Pesquisas com aplicação de inóculos de FMAs em espécies nativas brasileira em condições de viveiro são escassas (GOETTEN et al., 2016). Os estudos costumam avaliar o efeito da inoculação micorrízica em ambientes protegidos e comparando com substratos estéreis aplicando poucas espécies de fungos selecionadas (FLORES-AYLAS et al., 2003; PASQUALINI et al., 2007; POUYÚ-ROJAS e SIQUEIRA, 2000; SIQUEIRA e SAGGIN-JÚNIOR, 2001). No entanto, há evidências que apontam que a inoculação de mix de fungos micorrízicos arbusculares nativos são mais eficientes para aplicação na restauração ecológica (HOEKSEMA et al., 2010).

Com base na expectativa de que FMAs encontrados nas áreas afetadas pela deposição de rejeito da Barragem de Fundão possam favorecer o desenvolvimento de mudas na fase de viveiro, objetivou-se avaliar a eficiência de diferentes solo-inóculos de FMAs nativos em rejeito da mineração de ferro, encontrados nas áreas em reabilitação, na promoção de crescimento e de colonização micorrízica em mudas de 17 espécies arbóreas, em condição de viveiro.

2 Material e Métodos

2.1 Inóculos de fungos micorrízicos arbusculares

O estudo constou de dois diferentes solo-inóculos de FMAs, um produzido em cultivo armadilha e o outro, coletado diretamente em campo, além do tratamento não-inoculado com FMAs em diferentes espécies arbóreas nativas da Mata Atlântica, em condição de viveiro. Ambos são chamados de solo-inóculo por conterem partes de solo e propágulos de FMAs como esporos, hifas e raízes colonizadas.

A fonte de inóculo de fungos micorrízicos arbusculares (FMAs) para a multiplicação em cultivo armadilha foi obtida do tecnossolo coletado na camada de 0-15 cm (coordenadas 20°16'21.4"S 43°12'06.2"W) às margens do Rio Gualaxo do Norte, no distrito de Pedras, em Mariana-MG. A área apresentava diferentes espécies herbáceas e gramíneas, entre elas *Cynodon dactylon*, *Paspalum notatum*, *Cajanus cajan*, *Crotalaria spp.* e *Mimosa sp.*, e uma profundidade de deposição de rejeito superior a 1 m.

Para a multiplicação dos FMAs em cultivo armadilha, utilizou-se solo (subsolo de um Latossolo Vermelho distroférico) e areia grossa (na proporção 1:1 v:v). Ambos foram autoclavados e foi utilizada como planta multiplicadora (hospedeira) a *Urochloa decumbens* (braquiária) em vasos com capacidade de 4 dm³. Os vasos armadilhas foram inoculados com 20g de amostra de tecnossolo coletado em julho de 2017. O cultivo foi mantido em casa de vegetação irrigado diariamente com água destilada e fertilizado com quatro aplicações de solução de Hoagland (HOAGLAND e ARNON, 1950), composta por N (210 mg L⁻¹), P (7,52 mg L⁻¹) e K (234 mg L⁻¹), sendo a dose de P reduzida para 25% da concentração original. Como forma de estimular a esporulação, foi cortada a parte aérea das plantas, três vezes, em intervalos espaçados de 30 dias e, após 120 dias, o inóculo armadilha (IA) apresentava 8 esporos de FMAs

$\text{g}^{-1}\text{solo}^{-1}$. O inóculo armadilha foi armazenado em saco hermético em câmara fria a temperatura de 4°C por 65 dias antes de ser utilizado.

O outro inóculo utilizado, chamado “inóculo de campo” (IC), foi coletado em dezembro de 2017 no mesmo local, às margens do rio Gualaxo do Norte em área revegetada com herbáceas. A densidade média de esporos de FMAs foi de 21 esporos $\text{g}^{-1}\text{solo}^{-1}$. Este solo-inóculo foi armazenado em câmara fria a 4°C por 100 dias, em saco hermético, e utilizado diretamente como fonte de propágulos de FMAs na inoculação em viveiro.

Para identificação dos morfotipos presentes em IA e IC, que estão apresentados na tabela 1, foram realizadas extrações de esporos em três amostras de cada inóculo, por peneiramento úmido (GERDEMANN e NICOLSON, 1963), seguido de centrifugação em água (3000rpm por 3min) e sacarose 50% (2000rpm por 2min). Em microscópio estereoscópico, os esporos foram separados em morfotipos de acordo com tamanho, cor e formato.

Em seguida, foram montados em lâminas permanentes para microscopia de luz com PVLG (Polivinil, Lacto-Glicerol) e mistura de reagente de Melzer com PVLG (1:1) (KOSKE e TRESSIER, 1983). Os esporos foram identificados com base em caracteres morfológicos e histoquímicos. As lâminas foram avaliadas em microscópio óptico e comparadas com as descrições originais das espécies, descrições contidas na página da web da International Culture Collection of Vesicular Arbuscular Mycorrhizal Fungi (INVAM <http://invam.caf.wvu.edu>) e no trabalho de Błaszowski (2012) (Tabela 1).

Tabela 1 – Composição de morfotipos de FMAs presentes nos inóculos utilizados, sendo IA (Inóculo-armadilha) e IC (Inóculo do campo) (Continua)

Família	Morfotipo	IA	IC *
	<i>Corymbiglomus globiferum</i> (Koske & C. Walker) Błaszk. & Chwat	x	NE
	<i>Glomus glomerulatum</i> Sieverding	x	x
	<i>Glomus spinuliferum</i> Sieverding & Oehl	NE	x
	<i>Glomus sp1</i>	x	NE
	<i>Glomus sp2</i>	x	NE
	<i>Glomus sp3</i>	x	NE
	<i>Glomus sp4</i>	x	NE
	<i>Glomus sp5</i>	x	NE
	<i>Glomus sp6</i>	x	NE
Glomeraceae	<i>Glomus sp7</i>	NE	x
	<i>Glomus sp8</i>	NE	x
	<i>Rhizophagus irregularis</i> (Błaszk., Wubet, Renker & Buscot) C. Walker & A. Schüßler	x	x
	<i>Rhizophagus fasciculatus</i> (Thaxt.) C. Walker & A. Schüßler	x	x
	<i>Rhizophagus clarus</i> (Nicolson & Schenck) C. Walker & A. Schüßler	x	NE
	<i>Rhizophagus sp.</i>	x	NE
	<i>Funneliformis mosseae</i> (T.H. Nicolson & Gerd.) C. Walker & A. Schüßler	NE	x
	<i>Septoglomus constrictum</i> (Trappe) Sieverd., G.A. Silva & Oehl	NE	x
	<i>Dominikia sp1.</i>	NE	x
	<i>Oehlia diaphana</i> (J.B. Morton & C. Walker) Błaszk., Kozłowska, Niezgodna & Dalpé	NE	x
	<i>Sclerocystis rubiformis</i> Gerd. & Trappe	NE	x

Tabela 1 – Composição de morfotipos de FMAs presentes nos inóculos utilizados, sendo IA (Inóculo-armadilha) e IC (Inóculo do campo) (Continua)

	<i>Acaulospora morrowiae</i> Spain & N.C. Schenck	x	x
	<i>Acaulospora scrobiculata</i> Trappe	NE	x
Acaulosporaceae	<i>Acaulospora mellea</i> Spain & N.C. Schenck	NE	x
	<i>Acaulospora sp1</i>	x	NE
	<i>Acaulospora sp2</i>	NE	x
	<i>Gigaspora decipiens</i> I.R. Hall and L.K.Abbott	x	NE
	<i>Gigaspora sp1</i>	x	NE
Gigasporaceae	<i>Cetraspora pellucida</i> (T.H. Nicolson & N.C. Schenck) Oehl, F.A. Souza & Sieverd.	NE	x
	<i>Racocetra fulgida cf.</i> (Koske & C. Walker) Oehl, F.A. Souza & Sieverding	NE	x
Paraglomeraceae	<i>Paraglomus sp1</i>	x	NE
Ambisporaceae	<i>Ambispora leptoticha</i> (N.C. Schenck & G.S. Sm.) R.J. Bills & J.B. Morton	NE	x
Diversisporaceae	<i>Diversispora spurca</i> (C.M. Pfeiff., C. Walker & Bloss) C. Walker & A. Schüßler	x	x

NE: Não encontrado. *Morfotipos identificados por Kemmelmeier (2018).

2.2 Bioensaio de Potencial de Inóculo

O bioensaio de Potencial de Inóculo foi realizado pelo método da percentagem de colonização média, conforme proposto por MOORMAN e REEVES (1979), como forma de quantificar a capacidade de colonização radicular dos inóculos utilizando uma espécie altamente micotrófica.

No bioensaio, foram avaliados os tratamentos IA e IC inoculados em *Urochloa decumbens* Stapf. semeadas diretamente e conduzido por 30 dias após a germinação em casa de vegetação em recipientes de 250 cm³. Quatro proporções diferentes foram utilizadas para cada um dos inóculos, sendo a mistura areia: solo (1:1) autoclavada utilizadas como substrato diluente. As proporções de inóculo foram 10%, 25%, 33% e 50% (v/v) em relação ao substrato diluente. O delineamento foi inteiramente casualizado com 5 repetições. Considerando a densidade média de esporos encontrada em cada inóculo, nas proporções utilizadas no bioensaio de potencial de inóculo foi inoculada com aplicação de IA: 200, 500, 660 e 1000 esporos. Nas respectivas diluições, com a inoculação de IC foram aplicados aproximadamente 790, 1960, 2600 e 3940 esporos, respectivamente em cada diluição.

Após 30 dias da germinação da *U. decumbens*, foram coletadas as raízes, lavadas e submetidas a clarificação com KOH (10%), seguido de imersão em solução (1:1) de KOH (10%) e H₂O₂ (10%) (HERRERA-PERRAZA et al., 2004) e coloração com Tinta Parker® azul lavável (PHILLIPS; HAYMAN, 1970; RODRIGUEZ et al. 2015) para determinação da taxa de colonização micorrízica, feito em microscópio estereoscópio pelo método da placa quadriculada (GIOVANETTI; MOSSE 1980).

2.3 Experimentos em viveiro

Os experimentos foram realizados nas dependências do Viveiro Florestal da Universidade Federal de Lavras (coordenadas 21° 13' 38.399''S 44° 58' 9.106''W), estado de Minas Gerais, Brasil.

O substrato utilizado foi composto por fibra de coco (50%), casca de arroz carbonizada (30%) e esterco bovino curtido (20%), sendo adicionados 2 kg do fertilizante Osmocote® 19-06-10 por metro cúbico de substrato, utilizando tubetes de 110 cm³.

Os tratamentos consistiram na aplicação dos dois inóculos, IA e IC, e o controle com mudas não inoculadas com FMAs (NI). As inoculações com IA ou IC foram realizadas aplicando volume de solo-inóculo equivalente a 150 esporos de FMAs em cada tubete no momento da semeadura, abaixo das sementes, sendo 19 cm³ de IA e 8 cm³ de IC. Sendo a densidade de esporos média encontrada no substrato antes da semeadura de 1,75 esporos cm⁻³ (morfortipos não identificados), os tratamentos IA e IC continham aproximadamente 310 esporos de FMA por tubete e o tratamento NI, 192 esporos por tubete.

Os três tratamentos foram dispostos em delineamento inteiramente casualizado, com cinco repetições e 12 mudas por parcela conforme representado na figura A do material suplementar.

Nessa fase, foram avaliadas 17 espécies florestais nativas (Tabela 2), sendo que cada espécie foi considerada um experimento independente. As sementes foram provenientes do Laboratório de Sementes Florestais da UFLA e de coletas em campo na região de Mariana-MG. A quebra de dormência das sementes foi realizada quando necessário, utilizando os métodos propostos por Santos et al. (2011).

A semeadura dos experimentos foi realizada entre abril e maio de 2018 e os experimentos foram conduzidos até dezembro, tendo cada experimento duração que variou de 220 a 250 dias (Tabela 2). Foi aplicada adubação de cobertura para todas as mudas dos experimentos quatro vezes com intervalos de 20 dias a partir de 150 dias após a semeadura, aplicando 30 g de N (na forma de ureia) e 30 g de K₂O (na forma de KCl) diluídos em 100 L de água, aplicando-se de maneira uniforme sobre todas as mudas com auxílio de regador. Considerando as perdas, estima-se que cada muda recebeu aproximadamente 10 mL da solução aplicada.

Foram medidos a altura e o diâmetro do coleto das mudas aos 60 dias, 150 dias e ao fim de cada experimento.

Ao final dos experimentos foram amostradas quatro mudas por parcela. Nessas mudas, além da altura e diâmetro do coleto, foram determinadas a matéria seca da parte aérea e de raízes e a colonização micorrízica. Para isso, a parte aérea foi retirada e levada para estufa de secagem a 70°C até massa constante para determinação da matéria seca da parte aérea. As raízes foram lavadas, foi feita separação de aproximadamente 1 g por parcela (homogeneizando material das quatro plantas de cada parcela) para a determinação da colonização micorrízica conforme descrito anteriormente. O restante do material das raízes foi levado à estufa de secagem nas condições mencionadas para determinação de matéria seca.

A relação altura/diâmetro do coleto (H/DC), também conhecido como índice de robustez foi calculada para cada avaliação (60 dias, 150 dias e ao final). O índice de qualidade de Dickson (DICKSON et al., 1960) das mudas ao final do experimento foi determinado utilizando a fórmula abaixo.

$$IQD = \frac{MS(\text{total})}{\left(\frac{H}{DC}\right) + \left(\frac{MSPA}{MSR}\right)}$$

Sendo: MS (total) = matéria seca total (g); H = altura (cm); DC = diâmetro do coleto (mm); MSPA = matéria seca da parte aérea (g) e MSR = matéria seca da raiz.

Tabela 2 –Nome científico, nome comum, família botânica, grupo sucessional e informações sobre micotrofia relatada em ao menos um artigo científico das espécies florestais utilizadas no experimento com inoculação em viveiro.

Nome científico	Nome comum	Família	Grupo sucessional	Há relato de micotrofia?	Duração do experimento (dias)
<i>Anadenanthera macrocarpa</i> (Benth.) Brenan	angico-vermelho	Fabaceae (Mimosoideae)	Não-pioneira	Sim (ZANGARO et al., 2003)	245
<i>Caesapinia leiostachya</i> Benth.	pau-ferro	Fabaceae (Caesalpinioideae)	Não-pioneira	Sim (CARNEIRO et al., 1998)	221
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	cedro	Meliaceae	Não-pioneira	Sim (CARNEIRO et al., 1998)	230
<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arrab. ex Steud)	louro-pardo	Boraginaceae	Não-pioneira	Sim (SIQUEIRA; SAGGIN-JÚNIOR, 2001)	248
<i>Cybistax antisiphilitica</i> (Mart.) Mart	ipê-verde	Bignoniaceae	Pioneira	Não descrita	243
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> Mor. (Vell.) Morong.	tamboril	Fabaceae (Mimosoideae)	Pioneira	Sim (CARNEIRO et al., 1998)	220
<i>Eugenia uniflora</i> L.	pitanga	Myrtaceae	Não-pioneira	Sim (ZANGARO et al., 2003)	225
<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	pau-d'alho	Phytolaccaceae	Não-pioneira	Não descrita	243

Não descrita: Indica que não há informação na literatura científica sobre associação com fungos micorrízicos arbusculares na espécie vegetal.

Tabela 2 –Nome científico, nome comum, família botânica, grupo sucessional e informações sobre micotrofia relatada em ao menos um artigo científico das espécies florestais utilizadas no experimento com inoculação em viveiro.

Nome científico	Nome comum	Família	Grupo sucessional	Há relato de micotrofia?	Duração do experimento (dias)
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	mutamba	Malvaceae	Não-pioneira	Sim (CARNEIRO et al., 1998)	225
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng) Taub	angico-amarelo	Fabaceae (Caesalpinioideae)	Pioneira	Sim (FRIONI et al., 1999)	250
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) JF Macbr.)	pau-jacaré	Fabaceae (Mimosoideae)	Pioneira	Sim (CARNEIRO et al., 1998)	247
<i>Psidium guajava</i> L.	goiaba-branca	Myrtaceae	Não-pioneira	Sim (ZANGARO et al., 2002)	247
<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	amendoim-bravo	Fabaceae (Caesalpinioideae)	Pioneira	Sim (ZANGARO et al., 2003)	235
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	aroeirinha	Anacardiaceae	Pioneira	Sim (CARNEIRO et al., 1998)	240
<i>Senna multijuga</i> (Rich.) Irwin et Barn.	cássia-verrugosa	Fabaceae (Caesalpinioideae)	Pioneira	Sim (CARNEIRO et al., 1998)	228
<i>Triplaris americana</i> L.	pau-formiga	Polygonaceae	Não-pioneira	Não descrita	241
<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau	bolsa-de-pastor	Bignoniaceae	Pioneira	Sim (CARNEIRO et al., 1998)	249

Não descrita: Indica que não há informação na literatura científica sobre associação com fungos micorrízicos arbusculares na espécie vegetal.

2.4 Análise estatística

Os dados obtidos foram submetidos a testes de normalidade (Shapiro-Wilk) e homogeneidade de variâncias (Levene). Quando necessário, foi aplicada transformação de dados utilizando raiz quadrada ou logaritmo (Anexo 1). Os dados considerados outliers pela Distância de Cook foram removidos. Posteriormente, foi aplicada análise de variância seguida do teste de Tukey, a 5% de significância, para comparar médias das variáveis obtidas em cada experimento. Para os dados obtidos no experimento de viveiro foi realizada também correlação de Person para relacionar a colonização com as demais variáveis. Análise de componentes principais (PCA) com base em correlação foi aplicada aos dados de cada espécie separadamente para avaliar o padrão geral das relações entre as variáveis estudadas de acordo com os tratamentos testados. Os softwares utilizados na análise dos dados foram SISVAR (FERREIRA, 2011) e R 3.6.1 (R Development Core Team, 2019).

3 Resultados e Discussão

3.1 Bioensaio de potencial de inóculo

Independente do solo-inóculo estudado, com aumento da proporção de sua aplicação, há incremento da colonização micorrízica, variando para inoculação com IA de 29,1 a 35,5% e IC de 10,5 a 33,9% (Tabela 3). Nas menores proporções, o IC apresentou baixo potencial infectivo, demonstrando que o tecnossolo tem baixa capacidade infectiva quando usado diretamente como inóculo, mesmo tendo maior quantidade de esporos de fungos micorrízicos.

Tabela 3 – Taxa de colonização por fungos micorrízicos arbusculares em *U. decumbens*, 30 dias após semeadura com “inóculo armadilha” (IA) e “inóculo de campo” (IC)

Inóculo	Proporção de inóculo			
	10%	25%	33%	50%
IA	29,1 a	40,4 a	46,1 a	35,5 a
IC	10,5 b	17,7 b	13,6 b	33,9 a

Médias seguidas pela mesma letra, na coluna, não diferem entre si pelo Teste de Tukey a 5% de significância

Os resultados de potencial de inóculo apontam que a multiplicação do inóculo em cultivo armadilha promoveu maior colonização por FMAs, sendo mais eficiente em promover a colonização. Mesmo sendo a quantidade de esporos no IA menor (8 esporos g^{-1}), o potencial infectivo mostrou-se maior provavelmente pela presença de esporos mais jovens e outros propágulos ainda ativos não quantificados na contagem de esporos, como raízes colonizadas e hifas. Além disso, existe a hipótese não testada de que o rejeito da mineração de ferro poderia prejudicar a capacidade dos FMAs em germinar e colonizar as raízes, o que poderia ser reduzido com o substrato da cultura armadilha ou de que a cultura armadilha teria selecionado espécies de FMAs mais eficientes em promover a colonização.

A composição de espécies de FMAs em cada solo-inóculo foi diferente (Tabela 1) e isso pode ter influenciado na velocidade de colonização, já que alguns dos gêneros presentes nos dois inóculos, como *Acaulospora* e *Glomus*, são mais agressivos e eficientes na colonização micorrízica (BARBOSA et al., 2019).

Levantamentos recentes realizados indicam que o tecnossolo apresentava 80% da diversidade de áreas referências adjacentes e sem a deposição do rejeito, mostrando que, tanto a diversidade, quanto a quantidade de propágulos de FMAs estão sendo favorecidas pelo processo de reabilitação (KEMMELMEIER, 2018; PRADO et al., 2019). Porém, observa-se que mesmo apresentando maior densidade de esporos de FMAs (21 esporos g^{-1} de solo), IC apresentou baixa capacidade de colonização micorrízica. Para um programa de revegetação nessa área degradada pelo rejeito da mineração de ferro, a inoculação prévia com FMAs pode favorecer a sobrevivência das plantas quando levadas para o campo (DAVIDSON et al., 2016).

3.2 Experimento em viveiro

Na primeira avaliação de crescimento, realizada aos 60 dias após a semeadura, não se constatou diferenças significativas ($p < 0,05$) na altura, diâmetro do coleto (DC) e na relação altura/diâmetro (H/DC) entre os tratamentos IA, IC e NI, para a maioria das espécies. A pitanga (*E. uniflora*) e o pau-d'alho (*G. integrifolia*) apresentaram diferenças significativas para altura, sendo que o IA favoreceu inicialmente o crescimento da pitanga, enquanto as plantas de pau-d'alho não inoculadas (NI) apresentaram maior altura. A goiaba apresentou diâmetro do coleto inferior para as plantas inoculadas com

IC. A relação H/DC do *P. dubium* é maior no tratamento IA em relação ao não-inoculado (Tabela 4).

O tempo de estabelecimento da simbiose micorrízica, as relações funcionais e compatibilidade simbiótica podem variar conforme as espécies fúngicas e plantas envolvidas (POUYÚ-ROJAS; SIQUEIRA, 2000; KLIRONOMOS, 2003; HOEKSEMA et al., 2010), o que também, provavelmente, está relacionado com este resultado inicial verificado em viveiro.

Na segunda avaliação (aos 150 dias), apenas a cássia-verrugosa (*S. multijuga*) apresentou crescimento em altura e diâmetro do coleto superior em IA. O angico amarelo (*P. dubium*) inverteu a relação H/DC, que na primeira avaliação apresentava-se maior no tratamento IA e aos 150 dias, foi menor para o tratamento IA, já que houve maior desenvolvimento em diâmetro até a segunda avaliação.

Ao final do estudo, a diferença em altura foi observada para *P. dubium*, que teve melhor desenvolvimento nas mudas com IA, e *G. ulmifolia*, que teve o pior desenvolvimento nas plantas que receberam o mesmo inóculo (IA). As demais espécies não mostraram influência do tratamento no desenvolvimento em altura.

Três espécies se desenvolveram melhor em diâmetro com aplicação de IA: *G. integrifolia*, *P. dubium* e *S. multijuga*. Os efeitos da simbiose micorrízica variam entre as espécies vegetais e fúngicas envolvidas e as condições de cultivo. *S. terebinthifolius*, por exemplo, respondeu à inoculação micorrízica para todas as variáveis de crescimento analisadas em trabalho anterior, incluindo altura e diâmetro (SCHOEN et al., 2016), assim como relatado para mudas de *Psidium guajava* (CAMPOS et al., 2013). Entretanto, neste estudo, não houve nenhuma diferença significativa observada nessas espécies.

Há variação ampla na altura e diâmetro adequados para as mudas de espécies nativas, tanto pelo comportamento intraespecífico, quanto pela influência de tamanho do recipiente utilizado e outras práticas silviculturais adotadas. No entanto, essas características, por serem de fácil medição e não destrutivas, são utilizadas para avaliação da qualidade das mudas (DAVIDE et al., 2015). Comparando com valores encontrados na literatura, o desenvolvimento das espécies em altura e diâmetro não foi satisfatório (KELLER et al., 2009; ANTONIAZZI et al., 2013; DAVIDE et al., 2015). Mesmo com longo período de permanência em viveiro (220 a 250 dias), as mudas não atingiram padrões adequados dessas variáveis para o plantio em campo e isso contribuiu para o aumento do custo de produção das mudas (DAVIDE et al., 2015).

Tabela 4 – Altura de plantas (cm), diâmetro do coleto (mm) e relação altura/diâmetro do coleto (H/DC) aos 60, 150 dias após a semeadura e ao final do experimento para cada espécie estudada, com inóculo armadilha (IA), inóculo de campo (IC) e tratamento Não-inoculado com FMAs (NI) (Continua)

<i>Anadenanthera peregrina</i> (Angico-vermelho)									
	60 dias			150 dias			245 dias		
Trat.	Alt. (cm)	DC (mm)	H/DC	Alt. (cm)	DC (mm)	H/DC	Alt. (cm)	DC (mm)	H/DC
IA	6,61 a	1,01 a	6,65 a	10,18 a	1,68 a	6,02 a	12,81 a	2,44 ab	5,25 a
IC	6,02 a	1,00 a	6,07 a	9,75 a	1,39 a	6,96 a	12,67 a	2,36 b	5,67 a
NI	6,57 a	1,03 a	6,36 a	11,63 a	1,67 a	6,78 a	15,09 a	2,66 a	5,69 a
CV (%)	12,11	12,91	13,09	11,49	13,69	11,34	13,05	5,56	14,13
<i>Caesapinia leiostachya</i> (Pau-ferro)									
	60 dias			150 dias			221 dias		
Trat.	Alt. (cm)	DC (mm)	H/DC	Alt. (cm)	DC (mm)	H/DC	Alt. (cm)	DC (mm)	H/DC
IA	8,33 a	1,57 a	5,37 a	16,70 a	2,42 a	6,81 a	20,22 a	3,08 a	6,60 a
IC	9,17 a	1,77 a	5,20 a	17,50 a	2,63 a	6,62 a	19,61 a	3,25 a	6,08 a
NI	8,84 a	1,73 a	2,10 a	17,70 a	2,56 a	6,67 a	20,29 a	2,97 a	6,87 a
CV (%)	17,43	8,92	17,81	8,97	10,72	7,68	8,79	48,85	19,37
<i>Cedrela fissilis</i> (Cedro brasileiro)									
	60 dias			150 dias			230 dias		
Trat.	Alt. (cm)	DC (mm)	H/DC	Alt. (cm)	DC (mm)	H/DC	Alt. (cm)	DC (mm)	H/DC
IA	4,99 a	1,78 a	2,80 a	7,67 a	3,59 a	2,06 a	12,56 a	6,73 a	1,87 a
IC	4,57 a	1,75 a	2,61 a	7,00 a	3,11 a	2,06 a	11,99 a	6,01 a	2,00 a
NI	4,94 a	1,78 a	2,77 a	8,87 a	3,60 a	2,34 a	12,43 a	5,82 a	2,15 a
CV (%)	6,38	5,65	5,98	18,15	14,64	10,34	10,54	9,83	10,34

Médias seguidas por letras diferentes, na coluna e dentro de cada espécie, diferiram entre si pelo Teste de Tukey a 5% de significância. Alt.: Altura, CV: coeficiente de variação.

Tabela 4 – Altura de plantas (cm), diâmetro do coleto (mm) e relação altura/diâmetro do coleto (H/DC) aos 60, 150 dias após a semeadura e ao final do experimento para cada espécie estudada, com inóculo armadilha (IA), inóculo de campo (IC) e tratamento Não-inoculado com FMAs (NI) (Continua)

<i>Cordia trichotoma</i> (Louro-pardo)									
	60 dias			150 dias			248 dias		
Trat.	Alt. (cm)	DC (mm)	H/DC	Alt. (cm)	DC (mm)	H/DC	Alt. (cm)	DC (mm)	H/DC
IA	1,82 a	0,88 a	2,21 a	2,54 a	1,65 a	1,55 a	3,98 a	2,01 a	2,00 a
IC	1,36 a	1,31 a	1,22 a	2,44 a	1,57 a	1,54 a	3,68 a	1,94 a	1,89 a
NI	1,59 a	1,10 a	1,68 a	2,18 a	1,56 a	1,40 a	3,78 a	1,79 a	2,12 a
CV (%)	27,66	33,98	38,89	12,91	11,15	16,09	12,06	8,31	11,84
<i>Cybistax antisiphylitica</i> (Iê-verde)									
	60 dias			150 dias			243 dias		
Trat.	Alt. (cm)	DC (mm)	H/DC	Alt. (cm)	DC (mm)	H/DC	Alt. (cm)	DC (mm)	H/DC
IA	0,90 a	0,86 a	1,06 a	1,30 a	1,44 a	0,91 a	2,83 a	2,29 a	1,25 a
IC	0,94 a	0,81 a	1,27 a	0,95 a	1,25 a	0,78 a	2,45 a	2,05 a	1,22 a
NI	0,85 a	0,80 a	1,08 a	0,84 a	1,08 a	0,82 a	2,27 a	1,79 a	1,28 a
CV (%)	43,74	14,79	52,63	41,76	18,94	25,03	17,95	19,01	18,12
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Tamboril)									
	60 dias			150 dias			220 dias		
Trat.	Alt. (cm)	DC (mm)	H/DC	Alt. (cm)	DC (mm)	H/DC	Alt. (cm)	DC (mm)	H/DC
IA	9,64 a	3,14 a	3,07 a	16,10 a	5,78 a	2,75 a	18,34 a	6,94 a	2,65 a
IC	9,02 a	2,97 a	3,04 a	15,50 a	5,70 a	2,70 a	17,09 a	7,05 a	2,42 a
NI	9,84 a	3,22 a	3,08 a	16,40 a	5,69 a	2,78 a	17,45 a	7,13 a	2,45 a
CV (%)	15,59	14,77	13,69	7,39	9,14	5,66	9,35	6,39	7,15

Médias seguidas por letras diferentes, na coluna e dentro de cada espécie, diferiram entre si pelo Teste de Tukey a 5% de significância. Alt.: Altura, CV: coeficiente de variação.

Tabela 4 – Altura de plantas (cm), diâmetro do coleto (mm) e relação altura/diâmetro do coleto (H/DC) aos 60, 150 dias após a semeadura e ao final do experimento para cada espécie estudada, com inóculo armadilha (IA), inóculo de campo (IC) e tratamento Não-inoculado com FMAs (NI) (Continua)

<i>Eugenia uniflora</i> (Pitanga)									
	60 dias			150 dias			225 dias		
Trat.	Alt. (cm)	DC (mm)	H/DC	Alt. (cm)	DC (mm)	H/DC	Alt. (cm)	DC (mm)	H/DC
IA	5,36 a	1,09 a	4,85 a	4,32 a	0,86 a	5,25 a	10,80 a	2,59 a	4,17 a
IC	3,13 b	1,02 a	3,17 a	3,97 a	0,86 a	4,47 a	12,01 a	2,41 a	4,93 a
NI	3,33 b	0,98 a	3,43 a	3,65 a	0,77 a	4,59 a	9,54 a	2,36 a	3,98 a
CV (%)	34,62	9,15	24,61	32,8	21,9	19,31	25,56	15,41	24,69
<i>Galesia integrifolia</i> (Pau d'alho)									
	60 dias			150 dias			243 dias		
Trat.	Alt. (cm)	DC (mm)	H/DC	Alt. (cm)	DC (mm)	H/DC	Alt. (cm)	DC (mm)	H/DC
IA	4,35 ab	1,75 a	2,52 a	5,71 a	3,43 a	1,65 a	13,22 a	3,10 a	4,29a
IC	3,71 b	1,70 a	2,17 a	5,40 a	3,22 a	1,65 a	12,24 a	2,55 b	4,81 a
NI	4,88 a	2,02 a	2,44 a	5,81 a	3,79 a	1,52 a	11,93 a	2,59 b	4,60 a
CV (%)	11,03	13,44	9,79	19,89	10,2	17,55	12,7	8,54	11,81
<i>Guazuma ulmifolia</i> (Mutamba)									
	60 dias			150 dias			225 dias		
Trat.	Alt. (cm)	DC (mm)	H/DC	Alt. (cm)	DC (mm)	H/DC	Alt. (cm)	DC (mm)	H/DC
IA	1,94 a	1,66 a	1,17 a	3,51 a	2,59 a	1,34 a	4,05 b	2,95 a	1,36 b
IC	2,36 a	1,73 a	1,37 a	3,91 a	2,65 a	1,49 a	5,46 a	3,03 a	1,79 a
NI	1,84 a	1,57 a	1,16 a	3,68 a	2,42 a	1,51 a	5,27 ab	3,00 a	1,75 ab
CV (%)	21,78	13,48	16,91	15,85	8,58	10,04	15,94	5,79	15,41

Médias seguidas por letras diferentes, na coluna e dentro de cada espécie, diferiram entre si pelo Teste de Tukey a 5% de significância. Alt.: Altura, CV: coeficiente de variação.

Tabela 4 – Altura de plantas (cm), diâmetro do coleto (mm) e relação altura/diâmetro do coleto (H/DC) aos 60, 150 dias após a semeadura e ao final do experimento para cada espécie estudada, com inóculo armadilha (IA), inóculo de campo (IC) e tratamento Não-inoculado com FMAs (NI) (Continua)

<i>Peltophorum dubium</i> (Angico amarelo)									
	60 dias			150 dias			250 dias		
Trat.	Alt. (cm)	DC (mm)	H/DC	Alt. (cm)	DC (mm)	H/DC	Alt. (cm)	DC (mm)	H/DC
IA	6,2 a	1,48 a	4,18 a	9,56 a	3,35 a	2,63 b	15,97 a	5,89 a	2,71 c
IC	5,8 a	1,44 a	4,03 ab	9,63 a	2,51 b	3,71 a	14,15 ab	4,13 b	3,43 b
NI	4,38 a	1,41 a	3,56 b	8,54 a	2,14 b	3,83 a	12,73 b	3,03 c	4,20 a
CV (%)	20	8,23	18,14	14,07	17,7	10,96	10,07	8,85	14,43
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Pau-jacaré)									
	60 dias			150 dias			247 dias		
Trat.	Alt. (cm)	DC (mm)	H/DC	Alt. (cm)	DC (mm)	H/DC	Alt. (cm)	DC (mm)	H/DC
IA	4,91 a	1,32 a	3,72 a	1,67 a	4,00 a	0,37 a	6,74 a	4,00 a	2,84 a
IC	4,43 a	1,29 a	3,47 a	1,47 a	3,72 a	0,36 a	5,78 a	3,72 a	2,75 a
NI	5,12 a	1,31 a	3,91 a	1,55 a	6,96 a	0,37 a	4,35 a	3,96 a	2,22 a
CV (%)	14,55	10	11,46	11,68	19,01	7,26	28,49	21,73	33,08
<i>Psidium guajava</i> (Goiaba-branca)									
	60 dias			150 dias			247 dias		
Trat.	Alt. (cm)	DC (mm)	H/DC	Alt. (cm)	DC (mm)	H/DC	Alt. (cm)	DC (mm)	H/DC
IA	2,42 a	0,606 ab	4,00 a	8,50 a	2,52 a	3,33 a	10,72 a	4,43 a	2,43 a
IC	2,48 a	0,565 b	4,38 a	9,62 a	2,66 a	3,62 a	10,43 a	4,65 a	2,26 a
NI	2,65 a	0,63 a	4,18 a	9,66 a	2,56 a	3,72 a	11,78 a	4,44 a	2,64 a
CV (%)	11,84	5,76	9,88	9,52	3,21	8,65	13,44	8,62	12,76

Médias seguidas por letras diferentes, na coluna e dentro de cada espécie, diferiram entre si pelo Teste de Tukey a 5% de significância. Alt.: Altura, CV: coeficiente de variação.

Tabela 4 – Altura de plantas (cm), diâmetro do coleto (mm) e relação altura/diâmetro do coleto (H/DC) aos 60, 150 dias após a semeadura e ao final do experimento para cada espécie estudada, com inóculo armadilha (IA), inóculo de campo (IC) e tratamento Não-inoculado com FMAs (NI) (Continua)

<i>Pyterogine nytens</i> (Amendoim-bravo)									
	60 dias			150 dias			235 dias		
Trat.	Alt. (cm)	DC (mm)	H/DC	Alt. (cm)	DC (mm)	H/DC	Alt. (cm)	DC (mm)	H/DC
IA	5,18 a	1,79 a	2,91 a	5,91 a	2,08 a	2,79 a	7,89 a	2,99 a	2,65 a
IC	3,44 a	1,67 a	2,04 a	4,70 a	1,97 a	2,67 a	6,38 a	2,75 a	2,31 a
NI	4,37 a	1,72 a	2,54 a	5,22 a	2,03 a	2,61 a	7,38 a	2,92 a	2,53 a
CV (%)	23,81	9,14	22,09	21,52	13,98	17,88	13,68	8,08	11,95
<i>Schinus terebinthifolius</i> (Aroeirinha)									
	60 dias			150 dias			240 dias		
Trat.	Alt. (cm)	DC (mm)	H/DC	Alt. (cm)	DC (mm)	H/DC	Alt. (cm)	DC (mm)	H/DC
IA	4,29 a	0,85 a	5,27 a	15,60 a	3,06 a	4,92 a	16,78 a	6,23 a	2,83 a
IC	4,51 a	1,05 a	4,29 a	16,80 a	3,21 a	4,99 a	16,96 a	5,80 a	2,90 a
NI	4,81 a	0,99 a	4,84 a	16,41 a	3,15 a	5,15 a	17,96 a	5,69 a	3,17 a
CV (%)	20,03	18,49	18,78	15,57	24,84	12,45	22,94	12,49	19,73
<i>Senna multijuga</i> (Cassia-verugosa)									
	60 dias			150 dias			228 dias		
Trat.	Alt. (cm)	DC (mm)	H/DC	Alt. (cm)	DC (mm)	H/DC	Alt. (cm)	DC (mm)	H/DC
IA	4,01 a	0,54 a	7,75 a	8,72 a	1,77 a	4,62 a	13,22 a	3,10 a	4,29 a
IC	3,37 a	0,38 a	10,5 a	5,72 b	1,2 b	4,68 a	12,24 a	2,55 b	4,81 a
NI	3,50 a	0,31 a	11,3 a	7,54 ab	1,42 ab	5,02 a	11,93 a	2,59 b	4,60 a
CV (%)	11,4	36,32	29,35	21,76	19,67	13,81	12,7	8,54	11,81

Médias seguidas por letras diferentes, na coluna e dentro de cada espécie, diferiram entre si pelo Teste de Tukey a 5% de significância. Alt.: Altura, CV: coeficiente de variação.

Tabela 4 – Altura de plantas (cm), diâmetro do coleto (mm) e relação altura/diâmetro do coleto (H/DC) aos 60, 150 dias após a semeadura e ao final do experimento para cada espécie estudada, com inóculo armadilha (IA), inóculo de campo (IC) e tratamento Não-inoculado com FMAs (NI) (Conclusão)

<i>Triplaris americana</i> (Pau-formiga)									
	60 dias			150 dias			241 dias		
Trat.	Alt. (cm)	DC (mm)	H/DC	Alt. (cm)	DC (mm)	H/DC	Alt. (cm)	DC (mm)	H/DC
IA	1,98 a	0,799 a	2,48 a	2,96 a	1,39 a	2,10 a	4,87 a	2,82 a	1,73 a
IC	1,92 a	0,74 a	2,60 a	2,66 a	1,37 a	1,91 a	4,45 a	2,58 a	1,77 a
NI	1,89 a	0,76 a	2,49 a	2,65 a	1,43 a	1,89 a	4,57 a	2,68 a	1,72 a
CV (%)	12,7	7,22	11,44	15,94	13,19	11,77	8,87	15,49	15,13
<i>Zeyheria digitalis</i> (Bolsa-de-pastor)									
	60 dias			150 dias			249 dias		
Trat.	Alt. (cm)	DC (mm)	H/DC	Alt. (cm)	DC (mm)	H/DC	Alt. (cm)	DC (mm)	H/DC
IA	2,06 a	2,00 a	1,03 a	3,68 a	2,70 a	1,35 a	5,56 a	3,25 a	1,72 a
IC	2,24 a	2,05 a	1,09 a	3,55 a	2,63 a	1,34 a	5,62 a	3,01 a	1,89 a
NI	2,30 a	1,99 a	1,16 a	3,68 a	2,79 a	1,31 a	5,18 a	3,34 a	1,55 a
CV (%)	14,42	5,21	13,21	9,78	5,62	9,75	11,43	10,69	11,97

Médias seguidas por letras diferentes, na coluna e dentro de cada espécie, diferiram entre si pelo Teste de Tukey a 5% de significância. Alt.: Altura, CV: coeficiente de variação.

Ainda que haja bom desenvolvimento radicular para manter o torrão intacto como ocorreu para a maioria das espécies, altura e diâmetro reduzidos indicam menores taxas de sobrevivência e velocidade de desenvolvimento após o plantio em campo (GROSSNICKLE, 2012).

A redução na adubação fosfatada para favorecer a micorrização é uma das possíveis causas que pode ter prejudicado o desenvolvimento das mudas neste estudo e pode ser apontada como uma limitação para utilização dessa biotecnologia na produção de mudas comerciais. No entanto, estudos com diferentes doses de adubação fosfatada e nitrogenada em viveiro com inoculação ou não de FMAs e estudos envolvendo implantação de mudas micorrizadas em campo devem ser priorizados para avaliar a taxa de sobrevivência nessas áreas afetadas e a viabilidade da inoculação micorrízica na produção de mudas.

A relação H/DC (altura/diâmetro do coleto), variou de 0,87 (*Cybistax antysiphilitica*) a 7,44 (*Caesalpinia leyostachia*). A variação nesse índice indica diferentes comportamentos entre as espécies, que podem alocar mais reservas no caule, favorecendo o seu espessamento e redução dessa relação (DAVIDE et al., 2015). A mutamba, assim como o angico amarelo (*P. dubium*) mostraram diferença significativa na relação H/DC, sendo que, nas mudas que receberam IA, essa variável foi menor, porém por motivos diferentes. No *P. dubium*, o espessamento do coleto influenciou a redução desse índice sendo um indicativo do bom desenvolvimento das mudas, porém para *G. ulmifolia*, o reduzido crescimento em altura do tratamento IA fez com que H/DC fosse menor, o que indica pior desempenho das plantas inoculadas com IA (Tabela 4).

Com relação à matéria seca de raiz (MSR, Tabela 5), *C. fissilis*, *C. antysiphilitica*, *P. dubium* e *S. multijuga* apresentaram diferença significativa, respondendo positivamente à aplicação do inóculo IA. As demais espécies não foram afetadas pela aplicação de inóculos micorrízicos.

Para produção de matéria seca da parte aérea (MSPA), *C. fissilis*, *C. antysiphilitica*, *C. trichotoma*, *P. dubium* e *S. multijuga* apresentaram melhores resultados quando receberam o inóculo-armadilha. Ao contrário do observado por outras pesquisas com espécies nativas da Floresta Atlântica brasileira (ZANGARO et al. 2003; POUYU-ROJAS et al., 2006; PASQUALINI et al., 2007), não foi observada relação direta entre o grupo sucessional ecológico das 17 espécies e a resposta à inoculação micorrízica em viveiro. No entanto, as espécies com maior resposta positiva à inoculação foram duas

pioneiras: *P. dubium* e *S. multijuga*, corroborando em parte com conclusões das pesquisas citadas, que mencionam que há maior resposta à colonização no desenvolvimento de espécies pioneiras.

Tabela 5 – Matéria seca de parte aérea (MSPA), matéria seca de raiz (MSR) e índice de qualidade de Dickson (IQD), de mudas de espécies florestais nativas, ao final do experimento. (Continua)

<i>Anadenanthera macrocarpa</i> (angico-vermelho)				<i>Peltophorum dubium</i> (angico-amarelo)			
Tratamento	MSPA (g)	MSR (g)	IQD	Tratamento	MSPA (g)	MSR (g)	IQD
IA	0,54	1,45	0,35	IA	2,63 a	1,81 a	1,07 a
IC	0,52	1,49	0,35	IC	1,27 b	0,82 b	0,42 b
NI	0,58	1,71	0,38	NI	0,83 b	0,43 c	0,21 c
CV (%)	20,76	13,91	17,83	CV (%)	17,41	13,45	13,16
<i>Caesapinia leiostachya</i> (pau-ferro)				<i>Piptadenia gonoacantha</i> (pau-jacaré)			
Tratamento	MSPA (g)	MSR (g)	IQD	Tratamento	MSPA (g)	MSR (g)	IQD
IA	2,82	2,79	0,74	IA	1,42	0,48	0,33
IC	3,01	3,03	0,87	IC	1,29	0,47	0,33
NI	3,13	2,52	0,69	NI	1,08	0,49	0,39
CV (%)	18,82	20,23	32,48	CV (%)	23,39	19,42	22,65
<i>Cedrela fissilis</i> (cedro)				<i>Psidium guajava</i> (goiaba-branca)			
Tratamento	MSPA (g)	MSR (g)	IQD	Tratamento	MSPA (g)	MSR (g)	IQD
IA	0,97 a	1,09 a	0,76 a	IA	2,02	4,07	2,09
IC	0,67 b	0,92 ab	0,58 a	IC	2,11	3,62	2,03
NI	0,55 b	0,57 b	0,35 b	NI	2,14	3,36	1,68
CV (%)	16,05	24,13	23,86	CV (%)	18,31	14,32	16,08
<i>Cordia trichotoma</i> (louro-pardo)				<i>Pyterogine nyctens</i> (amendoim-bravo)			
Tratamento	MSPA (g)	MSR (g)	IQD	Tratamento	MSPA (g)	MSR (g)	IQD
IA	0,31 a	1,37	0,78	IA	1,18	1,22	0,67
IC	0,22 b	1,36	0,77	IC	1,02	1,13	0,67
NI	0,25 ab	1,17	0,61	NI	1,00	1,26	0,67
CV (%)	15,17	23,79	25,29	CV (%)	19,21	28,75	24,31
<i>Cydistax antisiphylitica</i> (ipê-verde)				<i>Schinus terebinthifolius</i> (aroeirinha)			
Tratamento	MSPA (g)	MSR (g)	IQD	Tratamento	MSPA (g)	MSR (g)	IQD
IA	0,19 a	0,91 a	0,75 a	IA	2,25	2,64	1,31
IC	0,09 b	0,34 b	0,28 ab	IC	2,12	2,58	1,27
NI	0,06 b	0,20 b	0,13 b	NI	2,01	2,33	1,07
CV (%)	50,54	61,82	75,46	CV (%)	29,97	31,43	28,31
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (tamboril)				<i>Senna multijuga</i> (cassia-verugosa)			
Tratamento	MSPA (g)	MSR (g)	IQD	Tratamento	MSPA (g)	MSR (g)	IQD
IA	10,04	10,19	5,57	IA	1,16 a	0,97 a	0,39 a
IC	11,32	10,80	6,35	IC	0,89 ab	0,59 b	0,24 b
NI	11,01	10,48	6,16	NI	0,85 b	0,71 b	0,27 a
CV (%)	21	14,99	13,64	CV (%)	17,07	16,01	16,71

Ausência de letras indica que não houve diferença significativa entre as médias pelo teste de Tukey ($p > 0,05$). Médias seguidas por letras diferentes, na coluna e dentro de cada espécie, diferiram entre si pelo Teste de Tukey ($p < 0,05$).

Tabela 5 – Matéria seca de parte aérea (MSPA), matéria seca de raiz (MSR) e índice de qualidade de Dickson (IQD), de mudas de espécies florestais nativas, ao final do experimento. (Conclusão)

<i>Eugenia uniflora</i> (pitanga)				<i>Triplaris americana</i> (pau-formiga)			
Tratamento	MSPA (g)	MSR (g)	IQD	Tratamento	MSPA (g)	MSR (g)	IQD
IA	1,03	0,98	0,4	IA	0,57	1,54	1,01
IC	0,97	0,96	0,33	IC	0,58	1,66	1,09
NI	0,77	0,9	0,34	NI	0,54	1,73	1,15
CV (%)	25,34	20,43	18,74	CV (%)	23,59	20,64	28,33
<i>Galesia integrifolia</i> (pau d'alho)				<i>Zeyheria digitalis</i> (bolsa-de-pastor)			
Tratamento	MSPA (g)	MSR (g)	IQD	Tratamento	MSPA (g)	MSR (g)	IQD
IA	0,4	0,66	0,22	IA	0,28	0,32	0,23
IC	0,42	0,69	0,21	IC	0,19	0,24	0,16
NI	0,58	0,9	0,29	NI	0,23	0,33	0,25
CV (%)	54,01	50,62	53,86	CV (%)	34,37	23,32	25,39
<i>Guazuma ulmifolia</i> (mutamba)							
Tratamento	MSPA (g)	MSR (g)	IQD				
IA	0,29	1,54	1,2				
IC	0,33	1,58	0,95				
NI	0,32	1,45	0,89				
CV (%)	18,35	19,77	20,95				

Ausência de letras indica que não houve diferença significativa entre as médias pelo teste de Tukey ($p > 0,05$). Médias seguidas por letras diferentes, na coluna e dentro de cada espécie, diferiram entre si pelo Teste de Tukey ($p < 0,05$).

Quanto maior o valor do índice de qualidade de Dickson, melhor a qualidade de mudas (DICKSON et al., 1960). As espécies *C. fissilis*, *C. antysiphilitica*, *P. dubium* e *S. multijuga* responderam positivamente à inoculação com IA quando se observa essa variável (Tabela 5). Esse resultado indica que a utilização desse inóculo foi benéfica para estas espécies na fase de produção de mudas nas condições desse experimento.

Já a colonização micorrízica das raízes por fungos micorrízicos arbusculares foi influenciada pelos tratamentos. O inóculo IA demonstrou maior potencial de colonização micorrízica, sendo que 12 das 17 espécies estudadas (70%) diferiram significativamente dos demais tratamentos (Figura 1). Apenas duas espécies (*Schinus terebinthifolius* e *Triplaris americana*) não apresentaram diferenças da colonização micorrízica entre os tratamentos, não diferindo tratamentos inoculados do não inoculado. Esse resultado demonstra a importância da inoculação com FMAs, pois os materiais que compõem os

substratos para produção de mudas têm, naturalmente, baixa densidade de propágulos (CORKIDI et al., 2004), assim como foi verificado no substrato utilizado, que continha em média 1,75 esporos cm^{-3} .

Pela menor colonização dos tratamentos IC e NI em relação ao IA, pode-se inferir que a aplicação de um inóculo de FMA menos eficiente (IC) ou a comunidade nativa do substrato junto com a chegada casual de esporos de FMAs pelo vento ou água de irrigação não foram suficientes para garantir a colonização micorrízica semelhante aos tratamentos inoculados com IA. O inóculo IC, mesmo contendo mais esporos (21 esporos de FMAs g^{-1} de solo), proporcionou menor colonização que IA, com exceção do ocorrido em *Piptadenia gonoacantha*, *Psidium guajava*, *Pterogyne nitens* e *Triplaris americana*, nas quais não foram observadas diferenças estatísticas. As estruturas fúngicas presentes em IC (como esporos, hifas e raízes colonizadas) apresentaram baixa capacidade de colonização micorrízica, assim como foi observado no teste de potencial de inóculo realizado anteriormente utilizando braquiária (Tabela 1).

A aplicação do inóculo multiplicado previamente em cultivo armadilha (IA) aumentou, significativamente, a colonização micorrízica na maioria das espécies estudadas, o que pode contribuir com a capacidade de estabelecimento em campo das mudas, principalmente em áreas mais perturbadas (NEUENKAMP et al., 2019), como é o caso das áreas degradadas pela deposição de rejeito de mineração de ferro. Ainda, o plantio de mudas inoculadas tende a favorecer o estabelecimento das plantas em campo (GIRI et al., 2004; KARTHIKEYAN e KRISHNAKUMAR, 2012; DAVIDSON et al., 2016) e a revegetação e colonização das áreas degradadas por microrganismos benéficos, como os fungos micorrízicos arbusculares (WUBS et al., 2016), favorecendo o retorno dos serviços ecossistêmicos relacionados ao solo.

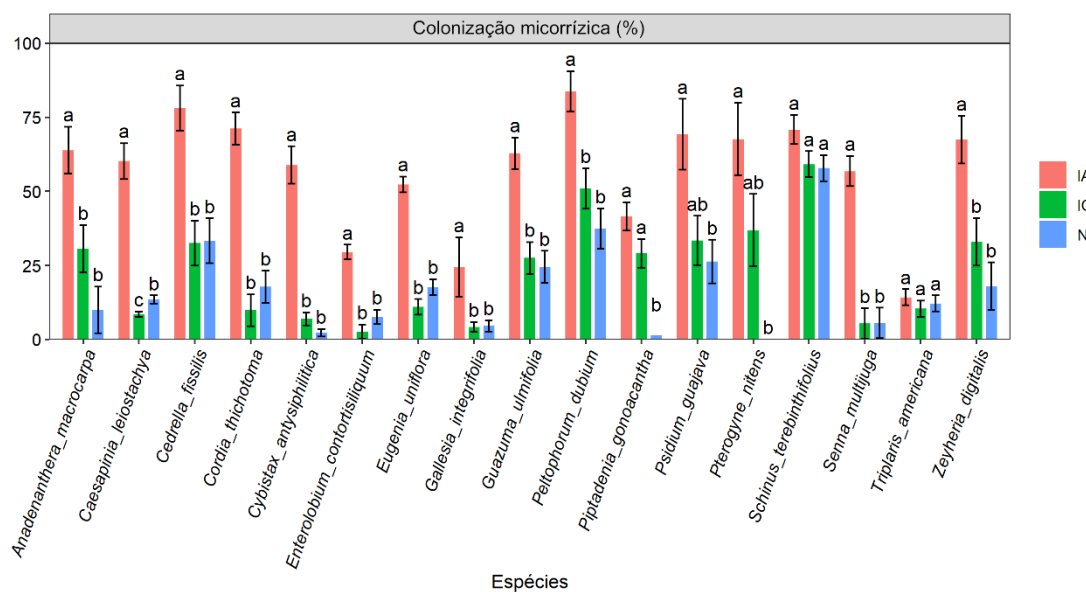


Figura 1 – Colonização micorrízica para cada uma das espécies estudadas. Sendo, IA: inóculo-armadilha (barras vermelhas), IC: inóculo do campo (barras verdes) e NI: não-inoculado com FMAs (barras azuis). O tempo de cultivo das espécies variou de 220 a 250 dias. Para cada espécie, médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

Quando se observa o desempenho das variáveis de crescimento correlacionadas às respectivas taxas de colonização para cada espécie (Tabela 6), é possível verificar que não houve predomínio de correlações positivas para a maior parte das espécies ($p < 0,05$). Porém, os coeficientes (r) que demonstraram relação positiva com a colonização micorrízica são maiores que os negativos que apresentaram significância. Isso indica que a presença de colonização micorrízica nestas espécies beneficiou seu crescimento, como verificado para *C. trichotoma*, *G. ulmifolia*, *P. dubium* e *S. multijuga*.

E. contortisiliquum, *P. gonoacantha*, *T. americana* e *Z. digitalis* apresentaram o índice de qualidade de Dickson negativamente correlacionado com a taxa de colonização (respectivamente, $-0,339$, $-0,585$, $-0,322$, $-0,260$), um indicativo de que a presença do FMA na raiz prejudicou a qualidade destas mudas em menor ou maior grau. Pouyú-Rojas et al. (2006) verificaram maior colonização micorrízica e resposta positiva à colonização em *E. contortisiliquum*, quando feita a inoculação das espécies de FMAs *Scutellospora pellucida*, *Glomus clarum* e *Acaulospora colombiana*, morfotipos que não foram identificados nos inóculos utilizados neste estudo, o que indica que podem não estar presentes espécies de FMAs compatíveis com o tamboril neste caso. Em *P. gonoacantha* já foi encontrada especificidade na interação tripartite envolvendo FMAs e rizobactérias fixadoras de nitrogênio, de modo que as espécies de microrganismos presentes interferem

diretamente no estabelecimento e nas respostas do vegetal à simbiose (BOURNAUD et al., 2017). Essa variação na compatibilidade simbiótica pode ter contribuído para a resposta negativa observada em algumas arbóreas na condição de viveiro.

O conhecimento do comportamento das espécies em relação à inoculação com FMAs em viveiro é especialmente importante, pois *P. dubium* e *S. multijuga*, por exemplo, foram duas espécies que responderam positivamente à colonização por FMAs, apresentando correlação positiva para as variáveis de crescimento analisadas. A resposta positiva à inoculação de fungos micorrízicos arbusculares em *S. multijuga* já foi relatada anteriormente (FLORES-AYLAS et al. 2003). *P. dubium* já foi apontada anteriormente como espécie não micotrófica (CARNEIRO et al. 1998; ZANGARO et al. 2003). No entanto, neste estudo, além de colonização micorrízica, como encontrado por Frioni, Minasian, Volfovicz (1999), houve resposta positiva à colonização por FMAs no crescimento da muda em viveiro.

Para as espécies *Cybistax antisyphilitica* (ipê-verde), *Gallesia integrifolia* (pau-d'alho) e *Triplaris americana* (pau-formiga) esse é o primeiro estudo com fungos micorrízicos arbusculares de que temos conhecimento. *Cybistax antisyphilitica* teve colonização micorrízica média variando de 2,3 (NI) a 59,9 (IA) e apresentou reposta positiva de crescimento com a inoculação. Em *Gallesia integrifolia*, a colonização variou de 8,7 (NI) a 25,5 (IA), e não houve resposta positiva de crescimento das mudas com a inoculação de FMAs. Em *T. americana*, foi verificada pouca variação da colonização micorrízica entre os tratamentos sendo que em IA a média foi de 14,2 e em NI de 12,1, assim como não houve reposta positiva de crescimento desta espécie com a inoculação micorrízica.

A relação simbiótica micorrízica pode variar entre mutualista e parasítica, no entanto a maioria dos trabalhos observa benefícios na inoculação com fungos micorrízicos arbusculares (KLIRONOMOS, 2003; HOEKSEMA et al., 2010). Apesar de apresentar pequeno efeito positivo na MSPA e MSR da maioria das plantas estudadas, pode-se observar maior colonização micorrízica com aplicação de IA. Conforme já demonstrado em estudos em áreas degradadas (CUENCA et al., 2002; GIRI et al., 2004; ESTAÚN et al., 2007; ASMELASH et al., 2016), a simbiose com fungos micorrízicos arbusculares contribui para o estabelecimento das plantas nesses solos por amenizar estresses bióticos e abióticos e, portanto, contribuir para o sucesso da reabilitação. No presente estudo, indica-se a adoção da prática de produção de inóculo de FMAs, seja ele

on farm ou mesmo em cultivos armadilhas, como prática para inoculação de mudas destinadas a reabilitação destas áreas afetadas pela deposição de rejeito de mineração de ferro.

Tabela 6 – Coeficiente de correlação de Pearson (r) e respectivos p-valores, entre a taxa de colonização e altura, diâmetro do coleto (DC), matéria seca de parte aérea (MSPA), matéria seca de raiz (MSR) e índice de qualidade de Dickson (IQD)

Espécies		Altura				
		a	DC	MSPA	MSR	IQD
<i>Anadenanthera macrocarpa</i>	r	-0,224	-0,346	0,016	-0,585	-0,406
	p-valor	0,452	0,100	0,370	0,009	0,125
<i>Caesapinia leiostachya</i>	r	0,141	-0,224	-0,234	0,057	-0,253
	p-valor	0,743	0,215	0,205	0,439	0,125
<i>Cedrela fissilis</i>	r	0,106	0,433	0,649	0,541	0,607
	p-valor	0,254	0,097	0,029	0,033	0,019
<i>Cordia thichotoma</i>	r	0,369	0,455	0,795	0,205	0,235
	p-valor	0,746	0,488	0,022	0,825	0,841
<i>Cybistax antysiphilitica</i>	r	0,517	0,395	0,622	0,582	0,481
	p-valor	0,827	0,330	0,103	0,179	0,227
<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	r	0,161	-0,151	-0,285	-0,159	-0,339
	p-valor	0,879	0,047	0,078	0,091	0,036
<i>Eugenia uniflora</i>	r	-0,080	0,334	0,191	0,159	0,530
	p-valor	0,005	0,482	0,090	0,347	0,092
<i>Gallesia integrifolia</i>	r	0,422	0,705	-0,330	-0,327	-0,289
	p-valor	0,114	0,001	0,021	0,029	0,052
<i>Guazuma ulmifolia</i>	r	-0,356	0,018	-0,012	0,319	0,557
	p-valor	0,002	0,337	0,060	0,446	0,013
<i>Peltophorum dubium</i>	r	0,710	0,862	0,843	0,863	0,860
	p-valor	0,002	$0,249 \cdot 10^{-4}$	$0,533 \cdot 10^{-4}$	$0,316 \cdot 10^{-4}$	$0,344 \cdot 10^{-4}$
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	r	0,441	0,300	0,062	-0,495	-0,585
	p-valor	0,094	0,520	0,914	0,001	0,002
<i>Psidium guajava</i>	r	0,067	0,133	0,031	0,503	0,352
	p-valor	0,119	0,770	0,090	0,188	0,349
<i>Pyterogine nyctens</i>	r	0,066	0,095	0,470	0,276	0,376
	p-valor	0,019	0,262	0,965	0,742	0,652
<i>Schinus terebinthifolius</i>	r	-0,368	-0,189	-0,423	-0,282	-0,144
	p-valor	0,003	0,146	0,004	0,021	0,323
<i>Senna multijuga</i>	r	0,363	0,820	0,706	0,741	0,823
	p-valor	0,353	$0,355 \cdot 10^{-3}$	0,013	0,002	$0,431 \cdot 10^{-3}$
<i>Triplaris americana</i>	r	-0,174	-0,318	-0,461	-0,284	-0,322
	p-valor	0,070	0,035	0,010	0,025	0,036
<i>Zeyheria digitalis</i>	r	0,151	-0,178	0,151	-0,241	-0,260
	p-valor	0,959	0,055	0,301	0,020	0,042

Os valores destacados em negrito foram significativos considerando $p < 0,05$.

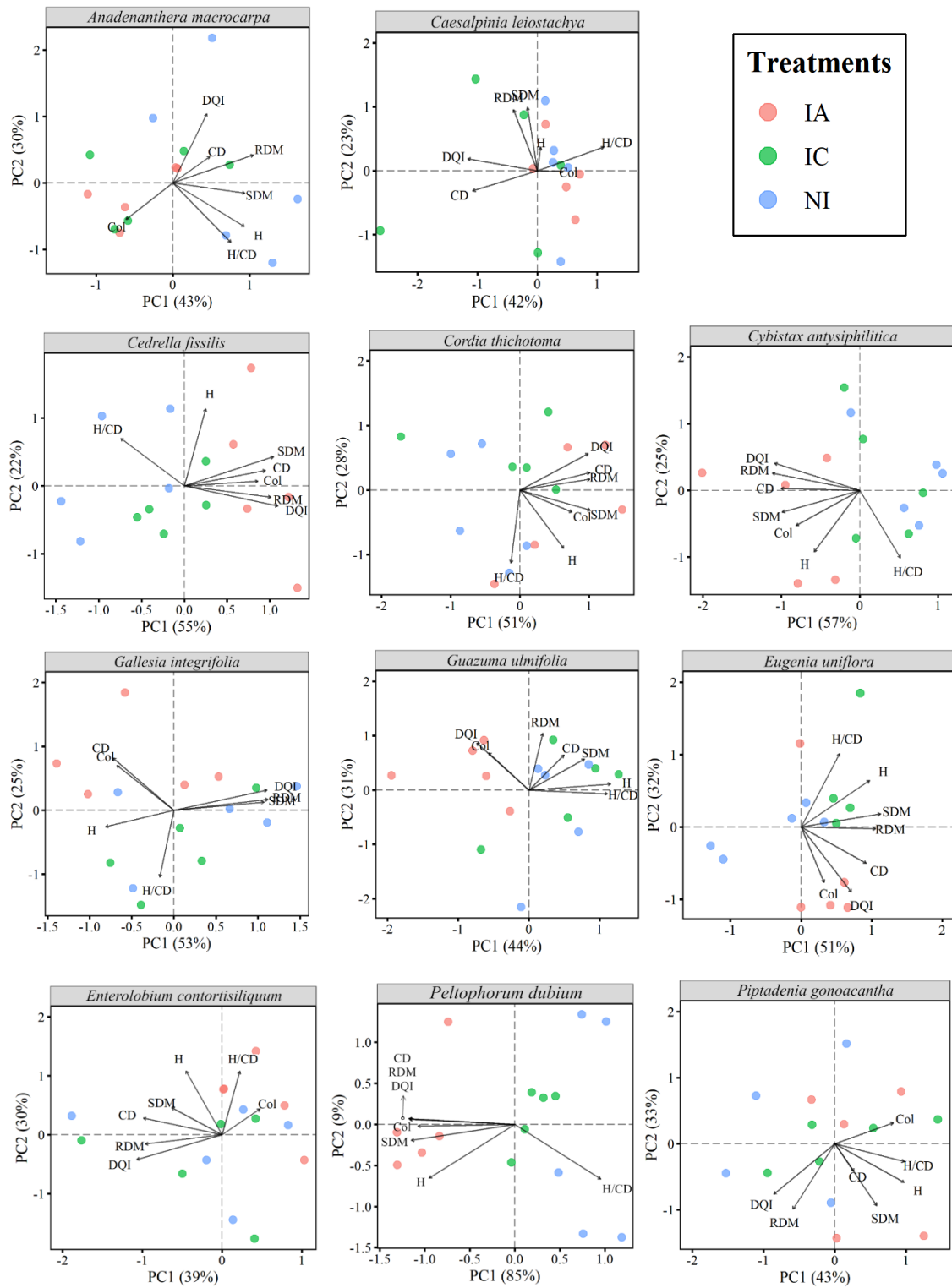
Através da análise de componentes principais, podemos perceber o comportamento de cada tratamento em relação às componentes (PC1 e PC2), que explicam a variação dos dados (Figura 2). Não há predomínio de agrupamento entre os

tratamentos diferenciando-os com base nas variáveis analisadas para a maior parte das espécies, como foi verificado anteriormente.

Os efeitos contrastantes de PerMANOVA dos tratamentos IA e NI mostraram diferenças entre esses tratamentos nas espécies *C. leyostachia* ($p = 0,02$), *C. fissilis* ($p = 0,01$), *C. trichotoma* ($p = 0,04$), *C. antisiphilitica* ($p = 0,01$), *E. contortisiliquum* ($p = 0,04$), *G. ulmifolia* ($p = 0,01$), *P. dubium* ($p = 0,02$) e *S. multijuga* ($p = 0,01$). Entre essas oito espécies, apenas em *E. contortisiliquum* e *G. ulmifolia*, a inoculação com IA foi prejudicial, conforme demonstrado nos resultados apresentados anteriormente nas tabelas 4, 5 e 6. Para as demais espécies, a inoculação com FMA foi positiva. Ao comparar IC e NI, houve diferença significativa apenas no experimento com *P. dubium*, indicando efeito positivo do tratamento IC no desenvolvimento das mudas.

Estudos que envolvam plantio de mudas inoculadas com FMAs na área em reabilitação no campo são recomendados para verificar se há benefício da inoculação de FMAs em viveiro visando a adaptação das espécies em campo.

Considerando que as áreas afetadas pela deposição de rejeito já estão com uma densidade de esporos de FMAs elevada, pode-se pensar que não há motivos para realizar a inoculação com FMAs. No entanto, o presente estudo demonstra que a população de FMAs nativos no campo tem baixa capacidade de colonizar raízes de plantas sendo necessária a inoculação com FMAs nativos multiplicados previamente. Isso contribuirá com o crescimento e sobrevivência de plantas como as espécies nativas estudadas que responderam positivamente à inoculação com FMAs nativos multiplicados em cultivo armadilha. Os dados sugerem que a técnica é eficaz para aplicação em viveiros, principalmente na produção de mudas para revegetação de áreas afetadas pela deposição de rejeito da mineração de ferro.



Continua...

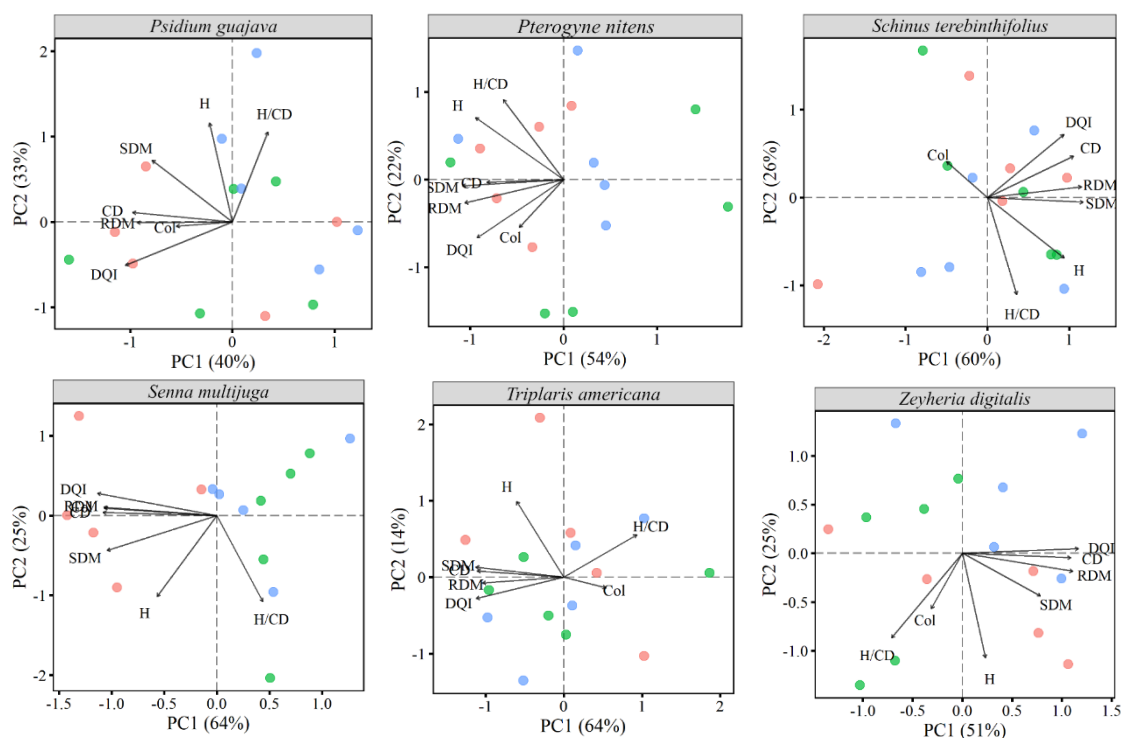


Figura 2 – Gráficos resultantes das análises de componentes principais para as 17 espécies estudadas em ordem alfabética com os tratamentos: IA - inóculo-armadilha (pontos vermelhos), IC - inóculo do campo (pontos verdes) e NI - não-inoculado com FMAs (pontos azuis)., envolvendo todas as variáveis respostas, sendo elas H (altura), CD (diâmetro do coleto, collar diameter), H/CD (razão altura/diâmetro do coleto), SDM (matéria seca da parte aérea, shoot dry matter), RDM (matéria seca da raiz, root dry matter), DQI (Dickson quality index) e Col (micorrizal colonization)

4 Conclusões

O potencial infectivo foi maior quando os fungos micorrízicos arbusculares nativos em rejeito de mineração de ferro foram multiplicados em cultivo armadilha (IA) em relação à utilização de fonte de propágulos de FMAs coletado diretamente em campo (IC);

A inoculação com FMAs multiplicados previamente em cultivo armadilha (IA) mostrou benefícios no crescimento das espécies *Peltophorum dubium*, *Senna multijuga*, *Cedrella fisilis* e *Cybistax antisiphilitica*, nas condições de viveiro utilizando tubetes de 110 cm³, substrato fértil e adubação periódica.

A utilização de inóculo com maior potencial infectivo (oriundo de cultivo armadilha) em viveiro aumentou a colonização micorrizica nas raízes da maioria das

espécies vegetais arbóreas nativas estudadas, o que indica que a inoculação dos fungos micorrízicos arbusculares, encontrados na área degradada pelos rejeitos da barragem de Fundão, é capaz de colonizar as mudas nativas e sua inoculação pode ser utilizada para aumentar o êxito de técnicas de reabilitação das áreas degradadas com rejeito da mineração de ferro.

REFERÊNCIAS

AIRES, U. R. V.; SANTOS, B. S. M.; COELHO, Clívia Dias; DA SILVA, Demetrius David; CALIJURI, Maria Lúcia. Changes in land use and land cover as a result of the failure of a mining tailings dam in Mariana, MG, Brazil. **Land Use Policy**, v. 70, p. 63–70, jan. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.10.026>.

ALMEIDA, C. A.; OLIVEIRA, A. F. de; PACHECO, A. A.; LOPES, R. P.; NEVES, A. A.; QUEIROZ, M. E. L R. de. Characterization and evaluation of sorption potential of the iron mine waste after Samarco dam disaster in Doce River basin – Brazil. **Chemosphere**, v. 209, p. 411–420, out. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.06.071>.

ANTONIAZZI, A. P.; BINOTTO, B.; NEUMANN, G. M.; SAUSEN, T. L. Eficiência de recipientes no desenvolvimento de mudas de *Cedrela fissilis* Vell. (Meliaceae). **Brazilian Journal of Biosciences**, v. 11, n. 3, p. 5, 2013.

ASMELASH, F.; BEKELE, T.; BIRHANE, E. The Potential Role of Arbuscular Mycorrhizal Fungi in the Restoration of Degraded Lands. **Frontiers in Microbiology**, v. 7, 26 jul. 2016. DOI 10.3389/fmicb.2016.01095. Disponível em: <http://journal.frontiersin.org/Article/10.3389/fmicb.2016.01095/abstract>. Acesso em: 19 fev. 2020.

BARBOSA, M. V.; PEDROSO, D. de F.; PINTO, F. A.; SANTOS, J. V. dos; CARNEIRO, M. A. C. Arbuscular mycorrhizal fungi and *Urochloa brizantha*: symbiosis and spore multiplication. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 49, p. e54530, 2019. <https://doi.org/10.1590/1983-40632019v4954530>.

BŁASZKOWSKI, J. **Glomeromycota**. Kraków, Poland: W. Szafer Institute of Botany, Polish Academy of Sciences, 2012.

BOURNAUD, C.; JAMES, E. K.; DE FARIA, S. M.; LEBRUN, M.; MELKONIAN, R.; DUPONNOIS, R.; TISSEYRE, P.; MOULIN, L.; PRIN, Y. Interdependency of efficient nodulation and arbuscular mycorrhization in *Piptadenia gonoacantha*, a Brazilian legume tree: Rhizobia-AMF interactions in Eupiptadenia clade. **Plant, Cell & Environment**, 17 nov. 2017. DOI 10.1111/pce.13095. Disponível em: <http://doi.wiley.com/10.1111/pce.13095>. Acesso em: 14 set. 2020.

CAMPOS, M. A. da S.; SILVA, F. S. B. da; YANO-MELO, A. M.; MELO, N. F. De; PEDROSA, E. M. R.; MAIA, L. C. Responses of Guava Plants to Inoculation with Arbuscular Mycorrhizal Fungi in Soil Infested with *Meloidogyne enterolobii*. **The Plant Pathology Journal**, v. 29, n. 3, p. 242–248, 1 set. 2013. <https://doi.org/10.5423/PPJ.OA.10.2012.0156>.

CARDOSO, I; KUYPER, T. Mycorrhizas and tropical soil fertility. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 116, n. 1–2, p. 72–84, ago. 2006. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.03.011>.

CARMO, F. F. do; KAMINO, L. H. Y.; JUNIOR, R. T.; CAMPOS, I. C. de; CARMO, F. F. do; SILVINO, G.; CASTRO, K. J. da S. X. de; MAURO, M. L.; RODRIGUES, N. U. A.; MIRANDA, M. P. de S.; PINTO, C. E. F.. Fundação tailings dam failures: the environment tragedy of the largest technological disaster of Brazilian mining in global context. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 15, n. 3, p. 145–151, jul. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2017.06.002>.

CARNEIRO, M. A. C.; SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. S.; DE CARVALHO, D.; BOTELHO, S. A.; SAGGIN-JUNIOR, O. J. Micorriza Arbuscular Em Espécies Arbóreas E Arbustivas Nativas De Ocorrência No Sudeste Do Brasil. *Cerne*, v. 4, n.1, p. 129-145, 1998.

CORKIDI, L.; ALLEN, E. B.; MERHAUT, D.; ALLEN, M. F; DOWNER, J.; BOHN, J.; EVANS, M. Assessing the Infectivity of Commercial Mycorrhizal Inoculants in Plant Nursery Conditions. **Journal of Environmental Horticulture**, v. 22, n. 3, p.149-154, 2004.

CUENCA, G.; ANDRADE, Z. de; LOVERA, M.; FAJARDO, L.; MENESES, E. El Uso De Arbustos Nativos Micorrizados Para La Rehabilitación De Áreas Degradadas De La Gran Sabana, Estado Bolívar, Venezuela. **Interciencia**, v. 27, p. 9, 2002.

DANTAS, A. A. A.; CARVALHO, L. G. de; FERREIRA, E. Classificação e tendências climáticas em Lavras, MG. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 31, n. 6, p. 1862–1866, dez. 2007. <https://doi.org/10.1590/S1413-70542007000600039>.

DAVIDE, A. C., MELO, L. A. de, TEIXEIRA, L. A. F., PRADO, N. J. S., FIORINE, R. A., CARVALHO, R. P. de., Fatores que afetam a qualidade de mudas destinadas aos projetos de restauração de ecossistemas florestais In: Davide, A. C., Botelho, S. A. **Fundamentos e Métodos de Restauração de Ecossistemas Florestais: 25 anos de experiência em matas ciliares**. Editora UFLA, Lavras-MG, Brasil. pp. 181-274, 2015.

DAVIDSON, B. E.; NOVAK, S. J.; SERPE, M. D. Consequences of inoculation with native arbuscular mycorrhizal fungi for root colonization and survival of *Artemisia tridentata* ssp. wyomingensis seedlings after transplanting. **Mycorrhiza**, v. 26, n. 6, p. 595–608, ago. 2016. <https://doi.org/10.1007/s00572-016-0696-1>.

DICKSON, A.; LEAF, A. L.; HOSNER, J. F. Quality Appraisal of White Spruce and White Pine Seedling Stock in Nurseries. **The Forestry Chronicle**, v. 36, n. 1, p. 10–13, mar. 1960. <https://doi.org/10.5558/tfc36010-1>.

ESTAÚN, V.; VICENTE, S.; CALVET, C.; CAMPRUBÍ, A.; BUSQUETS, M. Integration of arbuscular mycorrhiza inoculation in hydroseeding technology: effects on plant growth and inter-species competition. **Land Degradation & Development**, v. 18, n. 6, p. 621–630, nov. 2007. <https://doi.org/10.1002/ldr.801>.

FERREIRA, D. F. Sisvar: a computer statistical analysis system. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 35, n. 6, p. 1039–1042, dez. 2011. <https://doi.org/10.1590/S1413-70542011000600001>.

FLORES-AYLAS, W. W.; SAGGIN-JÚNIOR, O. J.; SIQUEIRA, J. O.; DAVIDE, A. C. Efeito de *Glomus etunicatum* e fósforo no crescimento inicial de espécies arbóreas em semeadura direta. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 38, n. 2, p. 257–266, fev. 2003. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2003000200013>.

FRIONI, L.; MINASIAN, H.; VOLFOVICZ, R. Arbuscular mycorrhizae and ectomycorrhizae in native tree legumes in Uruguay. **Forest Ecology and Management**, v. 115, n. 1, p. 41–47, mar. 1999. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(98\)00432-0](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00432-0).

GERDEMANN, J.W.; NICOLSON, T.H. Spores of mycorrhizal Endogone species extracted from soil by wet sieving and decanting. **Transactions of the British Mycological Society**, v. 46, n. 2, p. 235–244, jun. 1963. [https://doi.org/10.1016/S0007-1536\(63\)80079-0](https://doi.org/10.1016/S0007-1536(63)80079-0).

GIRI, B.; KAPOOR, R.; AGARWAL, L.; MUKERJI, K. G. Preinoculation with Arbuscular Mycorrhizae Helps *Acacia auriculiformis* Grow in Degraded Indian Wasteland Soil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 35, n. 1–2, p. 193–204, 31 dez. 2004. <https://doi.org/10.1081/CSS-120027643>.

GOETTEN, L. C.; MORETTO, G.; STÜRMER, S. Influence of arbuscular mycorrhizal fungi inoculum produced on-farm and phosphorus on growth and nutrition of native woody plant species from Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 30, n. 1, p. 9–16, mar. 2016. <https://doi.org/10.1590/0102-33062015abb0175>.

GROSSNICKLE, S. C. Why seedlings survive: influence of plant attributes. **New Forests**, v. 43, n. 5–6, p. 711–738, set. 2012. <https://doi.org/10.1007/s11056-012-9336-6>.

GUERRA, M. B. B.; TEANEY, B. T.; MOUNT, B. J.; ASUNSKIS, D. J.; JORDAN, B. T.; BARKER, R. J.; SANTOS, E. E.; SCHAEFER, C. E. G. R. Post-catastrophe Analysis of the Fundão Tailings Dam Failure in the Doce River System, Southeast Brazil: Potentially Toxic Elements in Affected Soils. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 228, n. 7, p. 252, jul. 2017. <https://doi.org/10.1007/s11270-017-3430-5>.

GIOVANNETTI, N.; MOSSE, B., An evaluation of techniques to measure vesicular arbuscular infection in roots. **New Phytologist**, v. 84, p. 489-500, 1980.

HOEKSEMA, J. D.; CHAUDHARY, V. B.; GEHRING, C. A.; JOHNSON, N. C.; KARST, J.; KOIDE, R. T.; PRINGLE, A.; ZABINSKI, C.; BEVER, J. D.; MOORE, J. C.; WILSON, G. W. T.; KLIRONOMOS, J. N.; UMBANHOWAR, J. A meta-analysis of context-dependency in plant response to inoculation with mycorrhizal fungi. **Ecology Letters**, v. 13, n. 3, p. 394–407, mar. 2010. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01430.x>.

IBAMA Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis **Relatório Geral de Vistoria** – Operação Águas – Fase Juno I. 40p., 2019. Disponível em: <<https://www.gov.br/ibama/pt-br/centrais-de-conteudo/2019-04-07a17-relatorio-geral-juno-i-pdf>> Acesso em 10 jun. 2020.

KARTHIKEYAN, A; KRISHNAKUMAR, N. Reforestation of bauxite mine spoils with *Eucalyptus tereticornis* Sm. seedlings inoculated with arbuscular mycorrhizal fungi. **Annals of Forest Research**, v. 55, n. 2, p. 207-216, 2012. .

KELLER, L., LELES, P. S. dos S., de OLIVEIRA-NETO, S. N., COUTINHO, R. P., do NASCIMENTO, D. F., Sistema de blocos prensados para produção de mudas de três espécies arbóreas nativas, **Revista Árvore**, v. 33, n. 2, p. 305-314. 2009.

KEMMELMEIER K., Comunidades de fungos micorrízicos arbusculares (Glomeromycota) em ecossistemas impactados por rejeito de mineração de ferro em Mariana-MG. **Dissertação de mestrado em Ciência do Solo**, Universidade Federal de Lavras, Lavras, Minas Gerais, Brazil, 2018, 61 p.

KLIRONOMOS, J. N. Variation in plant response to native and exotic arbuscular mycorrhizal fungi. **Ecology**, v. 84, n. 9, p. 2292–2301, set. 2003. <https://doi.org/10.1890/02-0413>.

KOSKE, R. E., TRESSIER, B., A convenient, permanent slide mounting medium. **Mycological Society of America Newsletter**, v. 34, p. 59, 1983.

KOZIOL, L.; SCHULTZ, P. A; HOUSE, G. L; BAUER, J. T; MIDDLETON, E. L; BEVER, J. D. The Plant Microbiome and Native Plant Restoration: The Example of Native Mycorrhizal Fungi. **BioScience**, v. 68, n. 12, p. 996–1006, 1 dez. 2018. <https://doi.org/10.1093/biosci/biy125>.

LIN, G.; MCCORMACK, M. L.; GUO, D. Arbuscular mycorrhizal fungal effects on plant competition and community structure. **Journal of Ecology**, v. 103, n. 5, p. 1224–1232, set. 2015. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12429>.

MARTA-ALMEIDA, M.; MENDES, R.; AMORIM, F. N.; CIRANO, M.; DIAS, J. M. Fundão Dam collapse: Oceanic dispersion of River Doce after the greatest Brazilian environmental accident. **Marine Pollution Bulletin**, v. 112, n. 1–2, p. 359–364, nov. 2016. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.07.039>.

MEIER, S.; BORIE, F.; BOLAN, N.; CORNEJO, P. Phytoremediation of Metal-Polluted Soils by Arbuscular Mycorrhizal Fungi. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 42, n. 7, p. 741–775, abr. 2012. <https://doi.org/10.1080/10643389.2010.528518>.

NEUENKAMP, L.; PROBER, S. M.; PRICE, J. N.; ZOBEL, M.; STANDISH, R. J. Benefits of mycorrhizal inoculation to ecological restoration depend on plant functional type, restoration context and time. **Fungal Ecology**, v. 40, p. 140–149, ago. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2018.05.004>.

OMACHI, C. Y.; SIANI, S. M.O.; CHAGAS, F. M.; MASCAGNI, M. L.; CORDEIRO, M.; GARCIA, G. D.; THOMPSON, C. C.; SIEGLE, E.; THOMPSON, F. L. Atlantic Forest loss caused by the world's largest tailing dam collapse (Fundão Dam, Mariana, Brazil). **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 12, p. 30–34, nov. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2018.08.003>.

PASQUALINI, D.; UHLMANN, A.; STÜRMER, S. L. Arbuscular mycorrhizal fungal communities influence growth and phosphorus concentration of woody plants species from the Atlantic rain forest in South Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 245, n. 1–3, p. 148–155, jun. 2007. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.04.024>.

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, p. 158-IN18, ago. 1970. [https://doi.org/10.1016/S0007-1536\(70\)80110-3](https://doi.org/10.1016/S0007-1536(70)80110-3).

POUYÚ-ROJAS, E.; SIQUEIRA, J. O. Micorriza arbuscular e fertilização do solo no desenvolvimento pós-transplante de mudas de sete espécies florestais. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 35, n. 1, p. 103–114, jan. 2000. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2000000100013>.

POUYU-ROJAS, E.; SIQUEIRA, J. O.; SANTOS, J. G. D. Compatibilidade simbiótica de fungos micorrízicos arbusculares com espécies arbóreas tropicais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, n. 3, p. 413–424, jun. 2006. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832006000300003>.

PRADO, I. G. de O.; DA SILVA, M. de C. S.; PRADO, D. G. de O.; KEMMELMEIER, K.; PEDROSA, B. G.; SILVA, C. C. da; KASUYA, M. C. M. Revegetation process increases the diversity of total and arbuscular mycorrhizal fungi in areas affected by the Fundão dam failure in Mariana, Brazil. **Applied Soil Ecology**, v. 141, p. 84–95, set. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.05.008>.

REDECKER, D.; SCHÜSSLER, A.; STOCKINGER, H.; STÜRMER, S. L.; MORTON, J. B.; WALKER, C. An evidence-based consensus for the classification of arbuscular mycorrhizal fungi (Glomeromycota). **Mycorrhiza**, v. 23, n. 7, p. 515–531, out. 2013. <https://doi.org/10.1007/s00572-013-0486-y>.

RILLIG, M. C. Arbuscular mycorrhizae, glomalin, and soil aggregation. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 84, n. 4, p. 355–363, 1 nov. 2004. <https://doi.org/10.4141/S04-003>.

RILLIG, M. C.; MARDATIN, N. F.; LEIFHEIT, E. F.; ANTUNES, P. M. Mycelium of arbuscular mycorrhizal fungi increases soil water repellency and is sufficient to maintain water-stable soil aggregates. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 42, n. 7, p. 1189–1191, jul. 2010. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.03.027>.

SANTOS, A. L. F. dos; FREIRE, J. M.; PIÑA-RODRIGUES, F. C. M. Avaliação de métodos para superação de dormência de sementes de leguminosas arbóreas utilizadas na recuperação de áreas degradadas, **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento 76** EMBRAPA Agrobiologia, Seropédica – RJ, 36 p. 2011.

SCHAEFER, C. E. G. R., SANTOS, E. E., FERNANDES FILHO, E. I., ASSIS, I. R., Paisagens de lama: Os tecnossolos para recuperação ambiental de áreas afetadas pelo desastre da Barragem de Fundão, em Mariana **Boletim informativo da SBCS**, p.18–23, 2016.

- SCHOEN, C.; AUMOND, J. J.; STÜRMER, S. L., Efficiency of the On-Farm Mycorrhizal Inoculant and Phonolite Rock on Growth and Nutrition of *Schinus terebinthifolius* and *Eucalyptus saligna*. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 40, n. 0, 2016. DOI 10.1590/18069657rbcs20150440. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-06832016000100430&lng=en&tlng=en. Acesso em: 23 nov. 2019.
- SIDDIKY, M. R. K.; KOHLER, J.; COSME, M.; RILLIG, M. C. Soil biota effects on soil structure: Interactions between arbuscular mycorrhizal fungal mycelium and collembola. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 50, p. 33–39, jul. 2012. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.03.001>.
- SILVA, A. C.; CAVALCANTE, L. C. D.; FABRIS, J. D.; JÚNIOR, R. F.; BARRAL, M.; LARA, L. R. S.; STUMPF, H. O.; BARBOSA, J. B. S. Chemical, mineralogical and physical characteristics of a material accumulated on the river margin from mud flowing from the collapse of the iron ore tailings dam in Bento Rodrigues, Minas Gerais, Brazil. **Revista Espinhaço**, v. 5, n. 2, p. 44-53.
- SILVA, D.; BELLATO, C.; MARQUES NETO, J.; FONTES, M. Trace Elements In River Waters and Sediments Before and After A Mining Dam Breach (Bento Rodrigues, Brazil). **Química Nova**, 2018. DOI 10.21577/0100-4042.20170252. Disponível em: http://quimicanova.sbq.org.br/audiencia_pdf.asp?aid2=6805&nomeArquivo=AR20180059.pdf. Acesso em: 10 fev. 2020.
- SIQUEIRA, J.; SAGGIN-JÚNIOR, O. Dependency on arbuscular mycorrhizal fungi and responsiveness of some Brazilian native woody species. **Mycorrhiza**, v. 11, n. 5, p. 245–255, 1 out. 2001. <https://doi.org/10.1007/s005720100129>.
- WEBER, A. A.; SALES, C. F.; DE SOUZA FARIA, F.; MELO, R. M. C.; BAZZOLI, N.; RIZZO, E. Effects of metal contamination on liver in two fish species from a highly impacted neotropical river: A case study of the Fundão dam, Brazil. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 190, p. 110165, mar. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110165>.
- WUBS, E. R. J.; VAN DER PUTTEN, W. H.; BOSCH, M.; BEZEMER, T. M. Soil inoculation steers restoration of terrestrial ecosystems. **Nature Plants**, v. 2, n. 8, p. 16107, ago. 2016. <https://doi.org/10.1038/nplants.2016.107>.
- RODRÍGUEZ, Y. Y.; PÉREZ, L. A.; CARMONA, A. M.; PÉREZ, Y. M.; GARCÍA, L. R. M.; SUÁREZ, K. F. Alternativa de la Técnica De Tinción para Determinar la Colonización Micorrízica. **Cultivos Tropicales**, v. 36, n. 2, p. 5, 2015.
- ZANGARO, W.; NISIZAKI, S. M. A.; DOMINGOS, J. C. B.; NAKANO, E. M. Mycorrhizal response and successional status in 80 woody species from south Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 19, n. 3, p. 315–324, maio 2003. <https://doi.org/10.1017/S0266467403003341>.
- ZHANG, H.; LIU, Z.; CHEN, H.; TANG, M. Symbiosis of Arbuscular Mycorrhizal Fungi and *Robinia pseudoacacia* L. Improves Root Tensile Strength and Soil Aggregate

Stability. **PLOS ONE**, v. 11, n. 4, p. e0153378, 11 abr. 2016.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0153378>.

ZHANG, Q.; YANG, R.; TANG, J.; YANG, H.; HU, S.; CHEN, X.. Positive Feedback between Mycorrhizal Fungi and Plants Influences Plant Invasion Success and Resistance to Invasion. **PLoS ONE**, v. 5, n. 8, p. e12380, 24 ago. 2010.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0012380>.

Apêndice A

IC	IC	NI	IC	IA	NI	NI	IC	IA	NI	IA	NI	IA	IC	IA
IC	IC	NI	IC	IA	NI	NI	IC	IA	NI	IA	NI	IA	IC	IA
IC	IC	NI	IC	IA	NI	NI	IC	IA	NI	IA	NI	IA	IC	IA
IC	IC	NI	IC	IA	NI	NI	IC	IA	NI	IA	NI	IA	IC	IA
IC	IC	NI	IC	IA	NI	NI	IC	IA	NI	IA	NI	IA	IC	IA
IC	IC	NI	IC	IA	NI	NI	IC	IA	NI	IA	NI	IA	IC	IA
IC	IC	NI	IC	IA	NI	NI	IC	IA	NI	IA	NI	IA	IC	IA
IC	IC	NI	IC	IA	NI	NI	IC	IA	NI	IA	NI	IA	IC	IA
IC	IC	NI	IC	IA	NI	NI	IC	IA	NI	IA	NI	IA	IC	IA
IC	IC	NI	IC	IA	NI	NI	IC	IA	NI	IA	NI	IA	IC	IA
IC	IC	NI	IC	IA	NI	NI	IC	IA	NI	IA	NI	IA	IC	IA
IC	IC	NI	IC	IA	NI	NI	IC	IA	NI	IA	NI	IA	IC	IA

Figura A – Croqui de distribuição aleatória dos tratamentos na bandeja de mudas em tubetes no viveiro para cada experimento. Cada coluna representa uma parcela (ou repetição) com 12 plantas.

Apêndice B

Tabela A - Variáveis transformadas para cada uma das espécies e respectivas transformações utilizadas para permitir análise de variância e teste de Tukey.

Avaliação 2 (150 dias)		
Espécie	Variável	Transformação
<i>Pyterogine nydens</i> (amendoim-bravo)	DC	Raiz quadrada
<i>Schinus terebinthifolius</i> (aroeirinha)	H/DC	Logarítmo
Avaliação 3 (final)		
	Altura	Logarítmo
<i>Anadenanthera macrocarpa</i> (angico vermelho)	H/DC	Logarítmo
	IQD	Raiz quadrada
<i>Schinus terebinthifolius</i> (aroeirinha)	IQD	Raiz quadrada
<i>Psidium guajava</i> (goiaba-branca)	Colonização	Raiz quadrada
<i>Cybistax antisiphilitica</i> (ipê-verde)	Colonização	Raiz quadrada
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (pau-jacaré)	H/DC	Logarítmo
<i>Guazuma ulmifolia</i> (mutamba)	H/DC	Raiz quadrada
<i>Gallesia integrifolia</i> (pau-d'alho)	MSPA	Raiz quadrada
	Colonização	Logarítmo
<i>Caesapinia leyostachia</i> (pau-ferro)	Colonização	Logarítmo
<i>Triplaris americana</i> (pau-formiga)	H/DC	Raiz quadrada
<i>Eugenia uniflora</i> (pitanga)	H/DC	Raiz quadrada
<i>Senna multijuga</i> (cássia-verrugosa)	MSR	Raiz quadrada

Tabela B – Resultados da PerMANOVA para as 17 espécies estudadas contrastando os inóculos aplicados (IA e IC) com o tratamento sem inoculação (NI)
(Continua)

Espécies	Parâmetros	Par testado	
		IA x NI	IC x NI
<i>Anadenanthera macrocarpa</i>	F	4,7	2,4
	R ²	0,37	0,23
	p-valor	0,05	0,18
<i>Caesapinia leoyostachia</i>	F	3,3	2,1
	R ²	0,29	0,21
	p-valor	0,02	0,08
<i>Cedrella fissilis</i>	F	8,7	1,9
	R ²	0,52	0,19
	p-valor	0,01	0,25
<i>Cordia trichotoma</i>	F	5,4	2,1
	R ²	0,4	0,21
	p-valor	0,04	0,32
<i>Cybistax antisiphilitica</i>	F	8,9	1,1
	R ²	0,53	0,12
	p-valor	0,01	0,64
<i>Gallesia integrifolia</i>	F	2,9	0,55
	R ²	0,27	0,06
	p-valor	0,2	1
<i>Guazuma ulmifolia</i>	F	4,8	0,51
	R ²	0,38	0,06
	p-valor	0,01	1
<i>Eugenia uniflora</i>	F	3,6	1,3
	R ²	0,31	0,14
	p-valor	0,09	0,41

Os valores em negrito são dos p-valores dentro do nível de significância considerado ($p < 0,05$). Todos os p-valores foram ajustados pela correção de Bonferroni.

Tabela B – Resultados da PerMANOVA para as 17 espécies estudadas contrastando os inóculos aplicados (IA e IC) com o tratamento sem inoculação (NI)
(Continua)

<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	F	2,7	0,4
	R ²	0,25	0,05
	p-valor	0,04	1
<i>Peltophorum dubium</i>	F	71,5	11,1
	R ²	0,9	0,58
	p-valor	0,02	0,02
<i>Piptdenia gonoacantha</i>	F	3,1	1,2
	R ²	0,28	0,13
	p-valor	0,15	0,64
<i>Psidium guajava</i>	F	3,6	1,3
	R ²	0,31	0,14
	p-valor	0,1	0,58
<i>Pterogyne nitens</i>	F	3,11	1,4
	R ²	0,28	0,15
	p-valor	0,08	0,52
<i>Schinus terebinthifolius</i>	F	0,92	0,37
	R ²	0,1	0,04
	p-valor	0,91	1
<i>Senna multijuga</i>	F	10,3	0,64
	R ²	0,56	0,07
	p-valor	0,01	1
<i>Triplaris americana</i>	F	0,02	0,02
	R ²	0,003	0,17
	p-valor	1	1
<i>Zeyheria digitalis</i>	F	2	3,9
	R ²	0,2	0,33
	p-valor	0,31	0,07

Os valores em negrito são dos p-valores dentro do nível de significância considerado ($p < 0,05$). Todos os p-valores foram ajustados pela correção de Bonferroni.

Artigo 2 - Inoculação micorrízica como estratégia para melhoria do ambiente físico e revegetação com *Peltophorum dubium* em rejeito da mineração de ferro

Resumo

Os fungos micorrízicos arbusculares (FMAs) são reconhecidos pelo papel na agregação do solo, no estímulo à microbiota e na sobrevivência das plantas nativas em ambientes degradados. Buscou-se verificar neste estudo se a inoculação de FMA nativos colaborou para o desenvolvimento da arbórea nativa da Mata Atlântica *Peltophorum dubium* plantada em vaso com tecnossolo, formado após o rompimento de barragem de Fundão a partir do rejeito da mineração de ferro; e se a presença da planta e do inóculo de FMAs contribuiu para a melhoria de propriedades físicas desse tecnossolo. Foi utilizado inóculo de FMAs nativos do mesmo tecnossolo multiplicado previamente em cultivo armadilha com *Urochloa decumbens* por 120 dias. Foi avaliada a inoculação ou não realizada na semeadura em viveiro e no momento do plantio em vaso e a comparação com dois controles em um arranjo fatorial (2x2)+2, sendo os controles: coletado antes do experimento (BE) e outro mantido sem planta (WP), em delineamento inteiramente casualizado com seis repetições. A arbórea se desenvolveu no tecnossolo sem apresentar mortalidade. A colonização por fungos micorrízicos arbusculares contribuiu para aumento na matéria seca da parte aérea e no índice de qualidade de Dickson das plantas, além de ter contribuído para menor acúmulo de sódio nas folhas, o que é positivo para adaptação das plantas na área de tecnossolo, devido ao alto teor desse elemento. A inoculação com FMAs na semeadura em viveiro aumentou a estabilidade dos agregados e a inoculação no plantio em vaso contribuiu para melhoria na porosidade.

Palavras-chave: Fungos micorrízicos arbusculares nativos. Barragem de Fundão. Estabilidade de agregados. Porosidade. Solo-inóculo. Recuperação de áreas degradadas. Restauração ecológica

1 Introdução

A atividade da mineração de ferro representou 68% das exportações da indústria extrativa mineral do país em 2018 (IBRAM, 2019). Apesar de sua reconhecida importância econômica e fonte de recursos essenciais à sociedade, a mineração causa impactos ambientais, os quais tornam a restauração ecológica parte inerente aos projetos de exploração mineral. As alterações na vegetação e na paisagem no local do empreendimento minerário podem afetar a qualidade ambiental em diferentes escalas territoriais. Com a ocorrência de desastres vinculados a essa atividade, como o rompimento de barragens de rejeitos, esse impacto fica ainda mais evidente (RUCHKYS et al., 2020).

O derramamento de mais de 35 milhões de m³ de rejeitos de mineração de ferro causado pelo rompimento da barragem de Fundão, no município de Mariana-MG, afetou

diretamente 135 fragmentos florestais (CARMO et al., 2017), gerou uma perda em área de vegetação nativa estimada em 457,6 ha e de 1176,6 ha com outros usos do solo (OMACHI et al., 2018). Essas áreas, que foram diretamente afetadas pela deposição do rejeito da mineração de ferro misturado a outros materiais carreados com a onda de lama, estão localizadas em áreas de preservação permanente nos rios do Carmo e Gualaxo do Norte (CARMO et al., 2017).

A revegetação das áreas afetadas e a formação de um novo ambiente edáfico denominado de Tecnosolo, formado pela deposição desses materiais (SCHAEFER et al. 2016), está em curso desde que foram iniciadas as atividades de reabilitação das áreas em 2016 (PRADO et al., 2019). Durante o processo de reabilitação e estabilização desse tecnossolo, um ponto importante é evitar a contínua erosão de partículas finas para os corpos d'água, uma das principais causas dos impactos no ecossistema aquático (BOTTINO et al., 2017; CORDEIRO et al., 2019). Para isso, a cobertura vegetal e a melhoria de propriedades físicas do tecnossolo são fundamentais para o sucesso da restauração ecológica (HAO et al., 2020).

O processo de formação e estabilização de agregados no tecnossolo apresenta dificuldade devido à baixa quantidade de matéria orgânica, presença significativa de Na e predominância de partículas de tamanho silte e areia fina (ALMEIDA et al., 2018), portanto, com baixa reatividade e alta dispersão de argila. Essas características impõem dificuldade no processo de estruturação do solo, pois o movimento das partículas finas pode ocasionar entupimento de poros e selamento superficial em períodos chuvosos e endurecimento no período seco, o que dificulta a infiltração de água, aeração do solo e crescimento radicular.

Estudos prévios relataram limitações físicas nesse tecnossolo prejudicando o desenvolvimento radicular (ANDRADE et al., 2018) e causando deformações nas raízes, tendo em vista o ambiente pouco poroso gerado pela estrutura do material, implicando limitações no uso da água (DE MATOS et al., 2020). Algumas estratégias têm mostrado sucesso para a melhoria no crescimento e estabelecimento de plantas nativas, como a fertilização (CRUZ et al., 2020). Diante desse cenário, torna-se ainda mais importante os fatores biológicos que contribuem com a formação e estabilização dos agregados no solo, como as raízes e fungos (MILLER e JASTROW, 1990; DAYNES et al., 2013; HAO et al., 2020).

As hifas de fungos micorrízicos arbusculares (FMAs) têm destaque na atuação mecânica na agregação de partículas e pela produção da glomalina, grupo que reúne glicoproteínas com ação cimentante, sendo importante no processo de estruturação do solo (RILLIG et al., 2010). Dessa forma, os FMAs contribuem na restauração ecológica, auxiliando na recuperação das funções edáficas (HARRIS, 2009), no desenvolvimento das plantas e resiliência do ecossistema (ASMELASH et al., 2016; HOEKSEMA et al., 2010).

Os FMAs são também apontados como organismos capazes de estimular a microbiota associada à micorrizosfera (VAN AARLE et al., 2003; VILELA et al., 2014), o que contribui para o retorno de processos ligados aos serviços ecossistêmicos do solo, que são fundamentais à restauração ecológica (WUBS et al., 2016). Os FMAs nativos encontrados em áreas degradadas representam uma ferramenta importante, pois estão adaptados às condições locais e podem favorecer o estabelecimento e crescimento das plantas em locais hostis, contribuindo para o sucesso do processo de reabilitação (DAVIDSON et al., 2016; MALTZ and TRESEDER, 2015).

O estabelecimento de espécies arbóreas em áreas degradadas pode ser favorecido pela associação simbiótica com FMAs, já que há contribuição dessa simbiose para a reabilitação da biodiversidade nas áreas sob regeneração, atenuando a competição interespecífica e favorecendo espécies vegetais menos adaptadas à degradação (NEUENKAMP et al., 2019), como é o caso do componente arbóreo. A revegetação com espécies arbóreas nativas é um dos passos previstos na reabilitação do tecnossolo, de rejeito da mineração de ferro, sendo a introdução de mudas dessas espécies, umas das estratégias que estão sendo adotadas na região (IBAMA 2019).

Tendo em vista o papel dos FMAs na agregação do solo, no estímulo à microbiota e na sobrevivência das plantas nativas em ambientes degradados, a hipótese desse estudo é que a inoculação de FMA nativos favorece o desenvolvimento da arbórea nativa da Mata Atlântica *Peltophorum dubium* no tecnossolo oriundo da área degradada pelo rompimento de barragem de Fundão com rejeito da mineração de ferro; e que também contribui para a melhoria de propriedades físicas desse tecnossolo. Nesse contexto, os objetivos foram: avaliar os efeitos da inoculação com FMAs nativos do próprio tecnossolo, realizada na semeadura em viveiro e no plantio para vaso contendo o tecnossolo (i) sobre o crescimento vegetativo das mudas de *P. dubium* e (ii) nas propriedades físicas do tecnossolo.

2 Material e métodos

2.1 Caracterização do local de implantação, tecnossolo e inóculo utilizado

O experimento foi conduzido em casa de vegetação no Departamento de Ciência do Solo na Universidade Federal de Lavras – UFLA (Estado de Minas Gerais, Brasil). Para tanto, foi utilizado tecnossolo oriundo das áreas afetadas após o rompimento da barragem de Fundão, coletado em com auxílio de retroescavadeira, em profundidade próxima a 1,5 m, às margens do rio Gualaxo do Norte no distrito de Bento Rodrigues, município de Mariana - MG, Brasil (20°17'55,8"S 43°12'19,8"W). No local, práticas de revegetação já haviam sido adotadas e espécies oriundas do mix de sementes como leguminosas herbáceas e gramíneas estavam presentes.

A composição granulométrica do tecnossolo utilizado foi: argila=82 g kg⁻¹, silte=358 g kg⁻¹, areia=560 g kg⁻¹, com predominância de areia fina representando 65% do teor de areia. Os parâmetros químicos e de fertilidade foram: pH (em água)=6,93; K (disponível)=12,96 mg dm⁻³; P (disponível)=4,88 mg dm⁻³; Na=26,94 mg dm⁻³; Ca²⁺=0,89 cmol_c dm⁻³, Mg²⁺=0,10 cmol_c dm⁻³; Al³⁺=0,03 cmol_c dm⁻³; H+Al=0,83 cmol_c dm⁻³; Soma de bases=1,05 cmol_c dm⁻³; CTC efetiva=1,09 cmol_c dm⁻³; CTC a pH 7.0=1,83 cmol_c dm⁻³, Saturação por bases (V)=57,39%; saturação por alumínio (m)=3,01%; Matéria orgânica (MOS)=0,23 dag kg⁻¹; Zn=1,02 mg dm⁻³; Fe²⁺=211,55 mg dm⁻³; Mn²⁺=162,03 mg dm⁻³ e Cu²⁺=1,87 mg dm⁻³.

O material não foi peneirado antes do enchimento dos vasos e permaneceu por três meses na casa de vegetação sem umedecimento. Antes do plantio das mudas no tecnossolo, foram retiradas seis amostras indeformadas em anel volumétrico e monólitos nos vasos para realização das análises físicas e obtenção dos resultados do tratamento controle BE (“before experiment”). Antes da implantação do estudo foram também avaliados o teor de proteína do solo relacionada à glomalina (WRIGHT e UPDAHVAVA, 1998; BRADFORD, 1976) e a densidade de esporos de FMAs (GERDEMANN e NICOLSON, 1963; JENKINS, 1964).

O experimento foi elaborado em arranjo fatorial (2x2)+2 em um delineamento inteiramente casualizado com seis repetições, sendo uma repetição um vaso com uma planta, envolvendo a inoculação ou não com fungos micorrízicos arbusculares nativos na

fase de viveiro (IA ou NI), a inoculação ou não de fungos micorrízicos arbusculares nativos no plantio no tecnossolo em vaso (I ou N), e dois controles: um coletado antes do experimento (BE, “before experiment”) e o outro oriundo de vasos mantidos sem planta (WP, “without plant”). Fez-se a seguinte combinação entre fatores nos vasos com plantio: IAI - Inoculação na semeadura e no plantio, IAN – Inoculação na semeadura e não-inoculado no plantio, NII – inoculado apenas no plantio e NIN não inoculado nem na semeadura, nem no plantio.

O inóculo utilizado como fonte de propágulos de FMAs (com média de 8 esporos g^{-1}) foi multiplicado previamente em cultivo armadilha por sete meses utilizando *Urochloa brizantha* (braquiária) como espécie hospedeira. A fonte inicial de propágulos para o cultivo armadilha foi o tecnossolo coletado na camada de 0 a 15 cm em área às margens do rio Gualaxo do Norte (coordenadas 20°16'21,4"S 43°12'06,2"W). A identificação dos morfotipos com base nas características morfológicas do esporos presentes no inóculo após a multiplicação foram: *Glomus sp1*, *Glomus sp2*, *Glomus sp3*, *Glomus sp4*, *Glomus sp5*, *Glomus sp6*, *Glomus globiferum*, *Glomus glomerulatum*, *Rhizophagus irregularis*, *Rhizophagus fasciculatus*, *Rhizophagus clarus*, *Rhizophagus sp.*, *Diversispora spurca*, *Acaulospora morrowiae*, *Acaulospora sp1*, *Gigaspora decipiens*, *Gigaspora sp1*, *Paraglomus sp1*.

Nos tratamentos com inoculação com FMAs foi inoculado com volume equivalente a cerca de 150 esporos de FMAs, ou seja, 8 cm^3 abaixo das sementes na semeadura em tubetes de 110 cm^3 com substrato para a produção as mudas. A inoculação no plantio em vaso foi realizada aplicando o inóculo próximo às raízes das mudas quando transplantadas para vasos com capacidade de 4 dm^3 , contendo 6 kg de tecnossolo.

No viveiro, as mudas de *Peltophorum dubium* foram cultivadas em substrato composto de fibra de coco (50%), casca de arroz carbonizada (30%) e esterco bovino (20%) em tubetes de 110 cm^3 . As mudas permaneceram em viveiro até os 250 dias, quando foram transplantadas para os vasos na casa de vegetação e permaneceram por mais 190 dias.

Não foi feita esterilização de nenhum dos substratos utilizados, seja em viveiro ou no vaso. Antes do experimento, a densidade média de esporos não identificados de FMAs no substrato do viveiro foi de 1,75 cm^{-3} e no tecnossolo, de 0,93 esporos g^{-1} , sendo ambos considerados com muito baixa densidade de propágulos.

Durante este período do estudo na casa de vegetação, a irrigação foi realizada para manter a umidade em 60% da capacidade de campo.

O cálculo para adubação em vaso foi realizado conforme recomendação de Malavolta (1981). A adubação de plantio foi realizada um dia antes do plantio nos vasos com aplicação de 40 mL de solução nutritiva em cada vaso, diluídas previamente em 400 mL de água, contendo 82,06 g L⁻¹ de NH₄H₂PO₄, 141,73 g L⁻¹ de KNO₃, 11,33 g L⁻¹ de Mg(NO₃)₂ e 1,67 g L⁻¹ de H₃BO₃. No cálculo da adubação em vaso fez-se redução de 70% da menor dose de P recomendada (MALAVOLTA, 1981) para evitar possível interferência na micorrização. Foram realizadas duas aplicações de 40 mL em cobertura aos 45 e 80 dias após o plantio com N e K (70,53 g L⁻¹ de KNO₃).

2.2 Avaliações na planta

A altura e o diâmetro do coleto foram determinados com auxílio de uma régua graduada e paquímetro digital, respectivamente, e foram medidos a cada 15 dias. Após 190 dias no vaso, a parte aérea foi cortada e separada em caule e folhas para a secagem em estufa a 70°C até atingir massa constante para determinação da matéria seca e análise de teores foliares de nutrientes (N, P, K, Ca, Mg, S, Mn, Fe, Cu, Zn) e outros elementos (Al, Ni, Cd, Pb, Cr) após digestão ácida em micro-ondas e leitura dos extratos por espectrometria de emissão óptica com plasma (ICP OES).

O crescimento relativo em altura e o crescimento relativo em diâmetro foram calculados pela seguinte fórmula proposta por Carneiro (1995):

$$\text{Crescimento relativo (\%)} = \frac{\text{Medida ao final do experimento} - \text{medida no plantio}}{\text{medida no plantio}} \cdot 100$$

O índice de qualidade de Dickson (DICKSON et al., 1960) foi determinado utilizando a fórmula abaixo.

$$\text{IQD} = \frac{\text{MS}(\text{total})}{\left(\frac{\text{H}}{\text{DC}}\right) + \left(\frac{\text{MSPA}}{\text{MSR}}\right)}$$

Sendo: MS(total)=matéria seca total (g); H=altura (cm); DC=diâmetro do coleto (mm); MSPA=matéria seca da parte aérea (g); e MSR = matéria seca da raiz (g).

2.3 Avaliações biológicas

Amostras extras de mudas inoculadas em viveiro e não inoculadas foram retiradas antes do plantio em vaso para determinação da colonização micorrízica (GIOVANNETTI e MOSSE, 1980; RODRÍGUEZ et al. 2015). No tratamento inoculado no viveiro (IA), a média de colonização era 83,7% e no tratamento não inoculado (NI) de 37,3%. O tratamento NI também continha esporos, tendo em vista que o substrato para a produção das mudas não foi esterilizado antes da semeadura.

As raízes foram lavadas, separou-se cerca de 1g de raízes finas de cada repetição para avaliação do percentual de colonização micorrízica e o restante das raízes foi seco em estufa para determinação da matéria seca de raiz. A densidade de esporos de FMAs nas amostras foi obtida por peneiramento úmido seguido de centrifugação em água e solução de sacarose 50% e contagem em microscópio estereoscópico (GERDEMANN e NICOLSON, 1963; JENKINS, 1964).

A extração e estimativa de comprimento total de micélio extrarradicular foi realizada conforme metodologia proposta por Melloni e Cardoso (1999) adaptada por Rubin e Stürmer (2015). A estimativa do comprimento de micélio extrarradicular foi obtida pela seguinte equação após contagem em microscópio de luz.

$$\text{Micélio} = \frac{0,23562 \cdot N}{10-U}$$

Sendo: Micélio=comprimento de micélio extrarradicular (m g⁻¹ de solo seco); N=número de interseções horizontais com hifas obtido na contagem em microscópio; e U=massa de água em 10g de solo úmido (g)

A extração de proteína do solo relacionada à glomalina facilmente extraível (mg g⁻¹ solo), chamada de Bradford-reactive soil protein - BRSP (RILLIG, 2004; WRIGHT et al., 1996), foi realizada pela metodologia proposta por Wright e Updahvava (1998) e quantificada pelo método Bradford (1976). A glomalina foi extraída do tecnossolo por meio da solução de citrato de sódio 20 mmol L⁻¹ com pH 7,4 em temperatura de 121°C por 30 minutos em autoclave. Logo após, as amostras foram centrifugadas a 3500 rpm por 15 min e, a partir do sobrenadante, foi realizada a quantificação por espectrometria utilizando soro-albumina bovina como proteína padrão. As concentrações da glomalina foram corrigidas para mg g⁻¹ de solo seco, para isso considerou-se o volume total do sobrenadante e a massa seca do tecnossolo.

2.4 Avaliação de propriedades físicas do solo

A densidade do solo (DS) foi determinada em cada vaso pelo método do cilindro volumétrico (GROSSMAN e REINSCH, 2002) coletado na porção mediana do raio do vaso entre o caule da planta e a borda do vaso utilizando amostrador de Uhlund. A porosidade total foi calculada (Pcal), a partir da DS e da densidade de partículas (Dp) – 3,0 g cm⁻³ determinada por estudos anteriores no tecnossolo (COSTA et al., 2018) – utilizando a equação: $P_{cal}=1-(DS/Dp)$. A porosidade total foi também determinada (Pdet) pela relação entre a massa de água retida na amostra saturada e o volume do cilindro, considerando a densidade da água como 1,0 g cm⁻³. O volume de poros bloqueados (Pbloq) foi obtido pela diferença entre Pcal e a Pdet. A microporosidade foi calculada pelo conteúdo de água em equilíbrio no potencial matricial de -0,006 MPa em Funil de Büchner. A macroporosidade foi obtida por diferença entre a Pdet e a microporosidade. Os procedimentos estão descritos em Almeida et al. (2017) e foram adaptados de Richards (1965).

As amostras também foram equilibradas no potencial matricial de -0,010 MPa para estimativa da condição na capacidade de campo conforme (SILVA et al., 2014), recomendada para o teste de resistência à penetração (VAZ et al., 2011). Nesse potencial, foi feita pesagem para determinação da umidade gravimétrica, sendo a média estimada em 0.245(±0.003) g⁻¹g⁻¹. A resistência à penetração foi avaliada utilizando penetrógrafo digital de bancada marca Marconi (modelo MA 933) com ponteira tipo cone circular com ângulo de penetração de 45° e diâmetro de 3.84 mm e penetração a velocidade constante de 10 mm min⁻¹. A média dos valores da força registrada pelo equipamento no terço médio do ensaio em cada amostra foi convertida em resistência à penetração (RP) pela equação apresentada por Serafim et al. (2013):

$$RP = \frac{M \cdot g}{(\pi r^2 / \cos 45^\circ)} \cdot \frac{1}{106}$$

Em que RP é a resistência à penetração (MPa); M é a massa do aparato (kg); g é a aceleração da gravidade (9,806648 m s⁻²); π é 3,1415926; r é o raio do cone circular reto (0,00192 m); e cos45 é cosseno do ângulo de 45° do cone (0,7071).

A estabilidade de agregados foi realizada conforme descrito em Salton et al. (2017), adaptado de Kemper e Chepil (1965). Um torrão com dimensões mínimas de 0,1x0,1x0,1m foi amostrado em cada vaso para tamisamento por vias seca e úmida. Os

torrões foram cuidadosamente desagregados, peneirados em malha de 9mm e secos ao ar. Para peneiramento a seco, foi utilizado conjunto de peneiras com aberturas de 4,76 mm, 2,00 mm, 1,00 mm, 0,50 mm e 0,25 mm em um agitador mecânico de vibração horizontal por aproximadamente 1 minuto para cada amostra. O material retido em cada peneira foi pesado.

As amostras foram recompostas e umedecidas por capilaridade durante 16h. A estabilidade de agregados por via úmida foi realizada submetendo cada amostra à oscilação vertical em água por 15 min utilizando conjunto de peneiras com aberturas de 4,76 mm, 2,00 mm, 1,00 mm, 0,50 mm e 0,25 mm acopladas a um agitador com oscilação vertical de aproximadamente 45 oscilações por minuto. O volume de água com o material que não foi retido nas peneiras anteriores foi passado manualmente em peneiras com aberturas de 0,105 mm e 0,053 mm.

Após secagem em estufa a 105°C por 24 h e pesagem do material retido em cada peneira, foi feita desagregação com uso de solução dispersante (NaOH 1 mol L⁻¹), lavagem na respectiva peneira e nova secagem para determinação da massa de partículas simples retida em cada peneira conforme recomendado por Salton et al. (2017). A determinação do diâmetro ponderado seco (DMP_{seco}), diâmetro ponderado úmido (DMP_{úmido}) e o índice de estabilidade de agregados (IEA) foram calculados conforme descrito em Salton et al. (2017).

2.5 Análise estatística

Os pressupostos dos modelos para análise das variáveis medidas foram avaliados quanto à normalidade, homogeneidade de variâncias e independência dos resíduos. Os valores atípicos (outliers) foram diagnosticados pela distância de Cook e retirados. ANOVA e teste de Tukey foram realizados para verificação de significância (considerando $p < 0,05$) e interação entre fatores e posterior comparação entre tratamentos. As comparações com os controles sem planta ou antes do experimento em relação às propriedades físicas do tecnossolo foram realizadas utilizando teste de Dunnett ($p < 0,05$). Foi utilizado o software R 3.6.1 (R Development Core Team, 2019) para realização das análises estatísticas.

3 Resultados

3.1 Colonização por fungos micorrízicos arbusculares

A colonização micorrízica nos tratamentos inoculados com FMAs no plantio em vaso (I) foi significativamente maior quando comparada aos tratamentos não inoculados – N (Tabela 4). Observa-se menor colonização micorrízica no tratamento IA em relação à média encontrada nas mudas antes do plantio no vaso, que foi de 83,7% e foi reduzida a 50,8% após os 190 dias de cultivo. No entanto, esses resultados são considerados elevados em relação à colonização micorrízica. O tratamento NI, quando não inoculado no plantio (NIN) manteve média similar à colonização micorrízica inicial das mudas, que era de 37,3%, o que mostra que a inoculação foi fundamental para permitir maior colonização das raízes por FMAs.

O cultivo de *P. dubium* no tecnossolo aumentou a densidade de esporos, que inicialmente foi de 0,93 esporos g^{-1} . Porém, não houve efeito da inoculação seja na semeadura em viveiro ou no plantio em vaso para essa variável (Tabela 4). Somente a presença da planta foi suficiente para estimular a multiplicação dos FMAs. A interação entre os diferentes momentos de inoculação (fatores) não foi significativa.

O comprimento de micélio total refere-se tanto ao conjunto de hifas de FMAs, quanto a outros fungos presentes, e essa variável não apresentou diferença entre os tratamentos ($p > 0,05$), variando de 3,77 $m g^{-1}$ de solo em IAI até 6,18 $m g^{-1}$ de solo em NII (Tabela 4). A quantidade de proteína do solo facilmente extraível relacionada à glomalina também não foi estimulada pela aplicação de inóculo de FMAs, considerando as condições deste experimento, tendo médias que variaram de 1,11 a 1,14 mg de proteína g^{-1} de solo seco (Tabela 4).

Quando os tratamentos são comparados ao controle mantido sem planta (WP, “without plant”), observa-se que há uma tendência de aumento do comprimento de micélio extrarradicular após o cultivo nos vasos (Figura 2A). Apenas o tratamento IAI apresentou média que não diferiu estatisticamente de WP, embora a média do comprimento de micélio extrarradicular em IAI ($3,77 \pm 0,58 m g^{-1}$ de solo) seja mais de três vezes superior que a média estimada em WP ($1,22 \pm 0,14 m g^{-1}$ de solo). O coeficiente de variação dessa variável foi alto (43,25%), o que explica o fato de não haver diferença estatística entre IAI e WP. A determinação do comprimento de micélio extrarradicular

antes do experimento não foi realizada pois a coleta, o transporte e armazenamento de grande quantidade de material não permitiram a conservação das hifas no tecnossolo.

Tabela 4- Colonização micorrízica nas plantas de *P. dubium*, densidade de esporos de FMA por grama de solo, comprimento de micélio total (m g^{-1} de solo seco) e Bradford-reactive soil protein – BRSP (mg g^{-1} de solo seco). Sendo: IA – Inoculação na semeadura em viveiro, NI – não inoculado na semeadura, I – inoculado no plantio em vaso e N – não inoculado no plantio em vaso.

Variáveis	Tratamentos			
	Inoculação em viveiro		Inoculação em vaso	
	IA	NI	I	N
Colonização (%)	50,8±3,37	43,1±4,64	52,9±3,82 A	41,1±3,84 B
Densidade esporos de FMA g^{-1}	2,55±0,15	2,68±0,21	2,84±0,22	2,40±0,12
Comprimento de micélio total (m g^{-1})	4,88±0,72	5,85±0,64	4,97±0,71	5,76±0,67
BRSP (“glomalina”) (mg g^{-1})	1,13±0,06	1,12±0,04	1,14±0,04	1,11±0,07

Médias que não estão seguidas por letras não apresentaram diferença pelo teste de Tukey ($p>0,05$). Médias seguidas por letras diferentes diferem entre si pelo teste de Tukey ($p<0,05$). Letras minúsculas comparam inoculação em viveiro e letras maiúsculas a inoculação no plantio.

Não houve diferença significativa na quantidade de proteína facilmente extraível relacionada à glomalina (BRSP) nos tratamentos com cultivo de *P. dubium* em relação aos controles (Figura 2B).

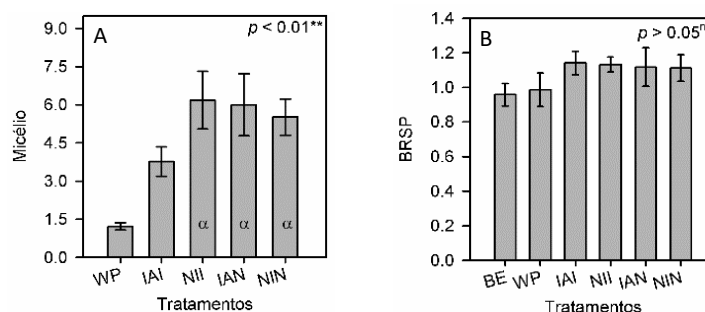


Figura 2 – Resultados do teste de contraste (Dunnett) entre tratamentos (IAI – Inoculação de FMAs na semeadura em viveiro e no plantio em vaso, IAN – Inoculação na semeadura e não-inoculado no plantio, NII – inoculado apenas no plantio e NIN – não inoculado nem na semeadura, nem no plantio) e controles BE (antes do experimento) e WP (vaso conduzido sem planta) para as médias de comprimento de micélio extraradicular (A) e Bradford-reactive soil protein (B). A presença da letra grega α indica diferença do controle WP ($p<0,05$) pelo teste de Dunnett.

3.2 Crescimento da planta e alocação de biomassa

A espécie *Peltophorum dubium* se desenvolveu no tecnossolo em casa de vegetação e não apresentou mortalidade. Não houve interação significativa entre os dois momentos de aplicação do solo-inóculo de FMAs.

Tabela 1 – Altura, diâmetro do coleto, crescimento relativo em altura e diâmetro, matéria seca da parte aérea (MSPA), matéria seca da raiz (MSR), relação MSPA/MSR e índice de qualidade de Dickson (IQD) das plantas de *Peltophorum dubium* após 190 dias do plantio em vaso. Sendo: IA - Inoculação na sementeira em viveiro, NI – não-inoculado em viveiro, I – inoculado no plantio em vaso, e N não inoculado no plantio em vaso.

Variáveis	Tratamentos			
	Inoculação em viveiro		Inoculação em vaso	
	IA	NI	I	N
Altura (cm)	23,7±0,83 b	28,9±0,77 a	25,0±0,95	25,9±0,91
Diâmetro do coleto (mm)	9,29±0,41	8,63±0,33	9,01±0,46	8,91±0,29
Cresc. relativo em altura (%)	27,9±5,06 b	55,5±7,57 a	42,1±8,57	41,3±6,22
Cresc. relativo em diâmetro (%)	47,3±5,48 b	79,0±9,64 a	66,3±9,97	60,0±7,80
MSPA (g)	12,0±0,73	10,6±0,60	11,3±0,76	11,3±0,63
MSR (g)	7,54±0,87	5,69±0,73	6,61±0,98	6,62±0,67
MSPA/MSR	1,59±0,11 b	2,16±0,22 a	1,86±0,22	1,89±0,29
IQD	4,56±0,65	3,37±0,46	4,18±0,71	3,75±0,42

Os valores apresentados são as médias com seus respectivos erros-padrão. As médias que não apresentam letras não diferem entre si pelo teste de Tukey. Médias seguidas por letras diferentes na linha dentro do mesmo momento de inoculação (viveiro ou plantio) diferem entre si pelo teste de Tukey ($p < 0.05$).

As plantas não inoculadas com FMAs no viveiro (NI) apresentaram maiores valores em altura e no crescimento relativo em altura e diâmetro (Tabela 1). O melhor desempenho no tratamento NI para altura das plantas ($p=0,005$), no crescimento relativo em altura ($p=0,007$) e diâmetro ($p=0,011$) foi independente da inoculação no plantio em vaso. O diâmetro do coleto ao final do experimento não mostrou diferença significativa ($p>0,05$) entre os tratamentos.

A matéria seca da parte aérea e da raiz não foram influenciadas pelos tratamentos (Tabela 1). No entanto, as plantas não inoculadas no viveiro (Viveiro-NI) acumularam mais biomassa na parte aérea em relação ao acúmulo na raiz, como se pode observar pela relação MSPA/MSR. Por outro lado, no IQD, não houve diferença significativa entre tratamentos (Tabela 1).

Nota-se, pela curva de crescimento em altura (Figura 1a), que as plantas de angico não inoculadas em viveiro (NI) cresceram mais rapidamente em vaso com inoculação de FMAs. No tratamento NII, mesmo tendo mudas com menor altura no momento do plantio, há um aumento acentuado na inclinação da reta ajustada evidenciando crescimento em altura mais acelerado. A inoculação com FMAs no plantio em vaso promoveu efeitos positivos no crescimento em altura do tratamento NII. Pelo comportamento da curva de crescimento em altura, é possível observar maior velocidade

de desenvolvimento em NII sem uma estabilização da curva como houve para NIN a partir de 115 dias após o plantio (Figura 1a).

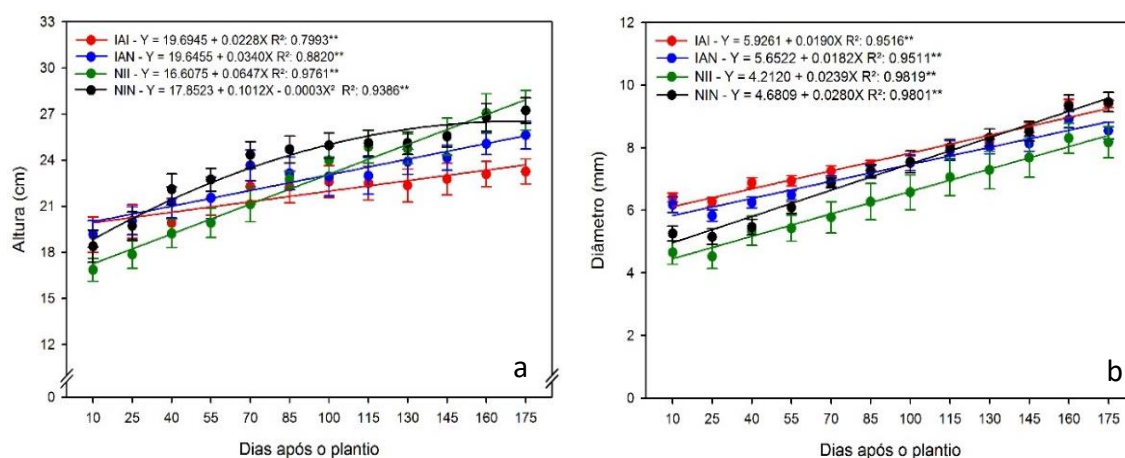


Figura 1 – Crescimento em altura (a) e diâmetro (b) de *Peltophorum dubium* ao longo do tempo (dias após plantio) para cada tratamento, sendo eles: IAI – inoculado com FMA na semente e no plantio, IAN – inoculado com FMA na semente e não inoculado no plantio. NII – não-inoculado na semente e inoculado no plantio, e NIN – não-inoculado na semente nem no plantio. ** Coeficiente (r) significativo a 5%.

O aumento em diâmetro do coleto é mais acentuado no tratamento não inoculado NIN (Figura 1b). É possível observar uma diferença de comportamento nas plantas não inoculadas com FMAs em viveiro (tratamentos NI): Quando inoculado no plantio em vaso (NII), há desenvolvimento mais destacado em altura (Figura 1a) e, quando não inoculado no plantio (NIN), há maior velocidade de desenvolvimento em diâmetro em *P. dubium* (Figura 1b). Logo após o plantio, os tratamentos NII e NIN tem valores menores para as duas variáveis, porém ao longo do tempo as diferenças em relação à IAI e IAN são reduzidas.

Tabela 5 – Coeficientes de correlação de Pearson entre a colonização micorrízica e variáveis de crescimento analisadas.

	H	DC	CRA	CRD	MSPA	MSR	MSPA/ MSR	IQD
Colonização micorrízica	-0.125	0.200	-0.106	0.132	0.375**	0.229	0.149	0.314*

* significativo a 10% de significância; **significativo a 5% de significância. Sendo: H (altura), DC (diâmetro do coleto), CRA (crescimento relativo em altura), CRD (crescimento relativo em diâmetro), MSPA (matéria seca da parte aérea), MSR (matéria seca da raiz), MSPA/MSR (relação matéria seca da parte aérea dividida pela matéria seca da raiz), IQD (índice de qualidade de Dickson).

Pelos coeficientes de correlação de Pearson entre a colonização micorrízica e as variáveis de crescimento (Tabela 5), apesar da baixa correlação, nota-se que presença da simbiose micorrízica nas raízes do *P. dubium* afetou positivamente a matéria seca da parte aérea ($p=0,037$) e o índice de qualidade de Dickson das plantas ($p=0,086$), contribuindo

para o melhor desempenho dessas variáveis em *Peltophorum dubium*, enquanto não houve correlação negativa significativa com nenhuma das outras variáveis de crescimento.

3.3 Teores de nutrientes e outros elementos

As análises dos teores foliares de nutrientes e outros elementos em *P. dubium* mostraram diferenças ($p < 0,05$) nos teores de N, Ca, Na, Zn e Ni nos tratamentos (Tabela 3). Para alguns elementos a interação entre os fatores (inoculação em viveiro e inoculação no plantio) foi significativa. Os resultados de teores para os demais elementos analisados não mostraram diferenças ($p > 0,05$) e estão disponíveis no material suplementar (Tabelas A, B e C).

Tabela 3- Teores de elementos nas folhas ao final do experimento e com diferença significativa ($p < 0,05$) entre os tratamentos aplicados ao final do experimento. Sendo: IAI - Inoculação na semente e no plantio, IAN - Inoculação na semente e não-inoculado no plantio, NII - inoculado apenas no plantio e NIN - não inoculado nem na semente, nem no plantio.

Inoculação no Viveiro	Inoculação no Vaso		
	I	N	média
	N (g kg⁻¹)		
IA	39.3±1.87 aA	41.8±2.40 aA	40.5±1.50
NI	40.7±1.71 aA	32.9±2.85 bB	36.8±1.93
média	40.0±1.25	37.3±2.14	
	Ca (g kg⁻¹)		
IA	16.4±0.656	13.8±0.792	15.1±0.609
NI	16.9±0.639	14.4±0.425	15.6±0.507
média	16.6±0.445 A	14.1±0.438 B	
	Na (g kg⁻¹)		
IA	35.1±0.900 aB	33.7±2.074 bB	34.4±0.961
NI	33.2±1.676 aB	112.1±2.283 aA	72.7±10.93
média	34.2±0.949	72.9±1.13	
	Zn (mg kg⁻¹)		
IA	12.2±1.21	11.2±1.20	11.7±0.83 a
NI	7.94±0.36	8.77±0.66	8.36±0.38 b
média	10.1±0.85	9.97±0.74	
	Ni (mg kg⁻¹)		
IA	0.697±0.095	0.173±0.100	0.435±0.098 b
NI	1.051±0.104	0.221±0.084	0.636±0.132 a
média	0.874±0.084 A	0.197±0.063 B	

Os valores apresentados são as médias com seus respectivos erros-padrão. As médias que não apresentam letras não diferem entre si pelo teste de Tukey. Médias seguidas por letras diferentes nas linhas ou colunas diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% ($p < 0,05$). Letras minúsculas comparam as médias nas colunas e letras maiúsculas comparam as médias nas linhas.

Os tratamentos que receberam inoculação na semente em viveiro (IA) ou no plantio em vaso (I) apresentaram os maiores teores de N nas folhas. A inoculação no plantio em vaso resultou em maior quantidade de cálcio nas folhas das plantas inoculadas

(I). As plantas que não foram inoculadas em viveiro ou no plantio em vaso (NII) apresentaram teor expressivamente mais elevado de Na. A inoculação na semente em viveiro propiciou aumento no teor de Zn e menor teor de Ni nas folhas de *P. dubium* ao final do experimento. No entanto, para o Ni, houve influência do tratamento aplicado no plantio em vaso e as plantas que receberam inóculo nesse momento (I), apresentaram teores maiores de Ni nas folhas.

3.4 Propriedades físicas do tecnossolo

3.4.1 Comparações com tratamentos controle

Os contrastes planejados realizados através do teste de Dunnett entre os dois controles – BE (“before experiment”, amostras indeformadas coletadas antes do experimento) e WP (“without plant”, vasos mantidos sem plantas) – e os demais tratamentos mostraram diferenças significativas em algumas das variáveis físicas avaliadas (Figura 3 e 4).

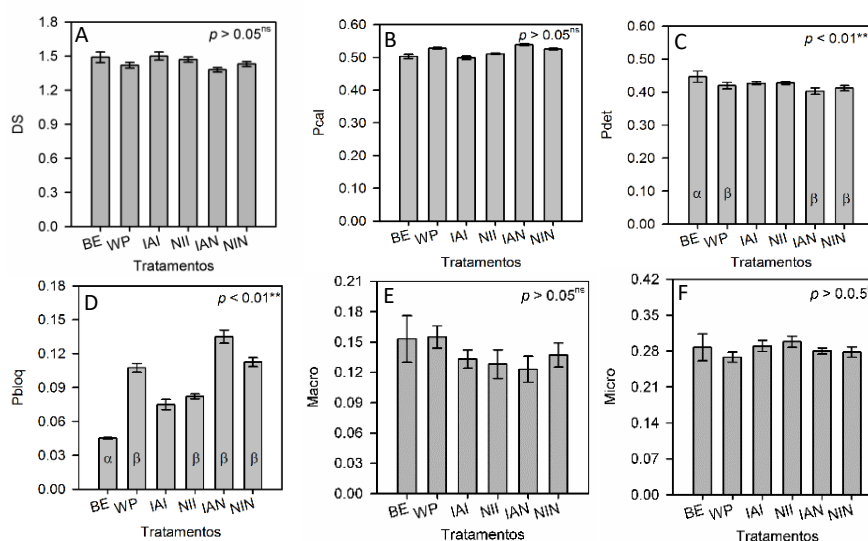


Figura 3 – Resultados do teste de Dunnett para A) densidade do solo (DS, g cm⁻³); B) porosidade calculada (Pcal, m³ m⁻³); C) Porosidade determinada (Pdet, m³ m⁻³); D) Poros bloqueados (Pbloq, m³ m⁻³); E) macroporosidade (Macro, m³ m⁻³); F) Microporosidade (Micro, m³ m⁻³) contrastando controles: BE (“before experiment”, antes do experimento) e WP (“without plant”, vaso mantido sem planta) e demais tratamentos (IAI – Inoculação de FMAs na semente em viveiro e no plantio em vaso, IAN – Inoculação na semente e não-inoculado no plantio, NII – inoculado apenas no plantio e NIN – não inoculado nem na semente, nem no plantio). A presença da letra grega β na barra indica que a média difere do controle BE e a presença da letra grega α indica diferença do controle WP (p<0,05) pelo teste de Dunnett.

A densidade do solo (DS) nos tratamentos aplicados não diferiu ($p>0,05$) dos controles, antes do experimento (BE) e no vaso mantido sem planta (WP), mesmo após cultivo com a planta de *Peltophorum dubium* no vaso durante 190 dias (Figura 3A). O mesmo ocorreu para porosidade calculada (Pcal, Figura 3B), macroporosidade (Macro, Figura 3E) e microporosidade do solo (Micro, Figura 3F). Por outro lado, para a porosidade determinada (Pdet, figura 3C), estimada pela quantidade de água na amostra saturada, o controle mantido sem planta (WP) e os tratamentos IAN e NIN apresentaram valores menores que os observados nas amostras coletadas nos vasos antes da instalação do experimento (BE).

A resistência à penetração (RP, Figura 4A) foi maior ($p=0.004$) em três dos tratamentos (IAI, NII, IAN) em relação aos controles (BE e WP). Apenas no tratamento onde não houve inoculação (NIN) não foram observadas diferenças na resistência à penetração média em relação aos controles.

No DMP_{seco} (Figura 4B), todos os tratamentos com plantio diferiram do controle BE apresentando agregados do solo com diâmetros superiores e mais estáveis. Entre os controles WP e BE não houve diferença, indicando que a presença da planta foi importante para as diferenças observadas nessa variável. Dentre os tratamentos, apenas IAI e IAN obtiveram médias estatisticamente superiores ao controle mantido sem planta (WP) indicando que a inoculação de FMAs em viveiro (IA) contribuiu para adesão e coesão das partículas no tecnossolo seco.

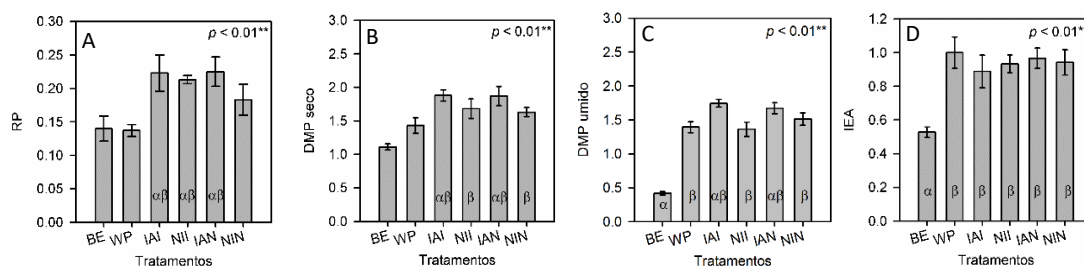


Figura 4 - Resultados do teste de Dunnett para teste de resistência à penetração RP (resistência à penetração, MPa) e estabilidade de agregados contrastando controles: BE (“before experiment”, antes do experimento) e WP (“without plant”, vaso mantido sem planta) e demais tratamentos (IAI – Inoculação de FMAs na semente em viveiro e no plantio em vaso, IAN – Inoculação na semente e não-inoculado no plantio, NII – inoculado apenas no plantio e NIN – não inoculado nem na semente, nem no plantio). Gráficos disposto na seguinte ordem: A) resistência à penetração (MPa), B) diâmetro médio ponderado seco (DMP seco, mm); C) diâmetro médio ponderado úmido (DMP úmido, mm); D) índice de estabilidade de agregados (IEA). A presença da letra grega β na barra indica que a média difere do controle BE e a presença da letra grega α indica diferença do controle WP ($p<0,05$) pelo teste de Dunnett.

Comportamento similar dos tratamentos IAI e IAN em relação ao controle sem planta (WP) foi observado na comparação entre valores de $DMP_{\text{úmido}}$ (Figura 4C), pois foram os dois tratamentos que tiveram $DMP_{\text{úmido}}$ maior que o controle WP. Nesse caso, observamos que a inoculação em viveiro (IA) melhorou a estabilidade de agregados determinada por via úmida. Essa variável apresentou melhoria no controle WP e em todos os tratamentos em relação às condições do tecnossolo anteriores ao experimento (BE).

3.4.2 Comparações entre as formas de inoculação com FMAs

Na tabela 6 são apresentados os resultados da avaliação dos tratamentos envolvendo inoculação com fungos micorrízicos arbusculares nas diferentes fases semeadura em viveiro e plantio em vaso, que não tiveram interação significativa para nenhuma das variáveis. Os tratamentos não inoculados no plantio em vaso (N) apresentaram valores menores para densidade do tecnossolo ($p=0,005$) em relação aos demais.

A P_{cal} (porosidade total calculada), que infere sobre a quantidade de espaços na amostra não ocupados por partículas sólidas, foi maior ($p=0,0048$) nos tratamentos não inoculados no plantio em vaso (N) em relação à média dos tratamentos que receberam a inoculação no momento do plantio em vaso (I). Já as médias de P_{det} (porosidade total determinada), aliadas à quantificação de P_{bloq} (volume de poros bloqueados) em cada amostra, mostram que os tratamentos inoculados no plantio (I) tiveram maior valor de porosidade determinada ($p=0,011$) e menor quantidade de volume de poros bloqueados ($p=0,0004$) em relação às médias dos tratamentos que não receberam inóculo de FMAs no plantio em vaso (N). Os resultados de RP, macro e microporosidade não foram influenciados pela aplicação de inóculo de FMAs, não havendo diferença entre os tratamentos ($p>0,05$).

Nas avaliações de estabilidade de agregados, o DMP_{seco} não diferiu entre os tratamentos aplicados em *P. dubium*. A inoculação com FMAs no viveiro (IA) aumentou o $DMP_{\text{úmido}}$ mostrando efeito benéfico do plantio de mudas inoculadas previamente com FMAs na posterior formação de agregados no tecnossolo. O índice de estabilidade de agregados (IEA) calculado pela divisão entre $DMP_{\text{úmido}}/DMP_{\text{seco}}$ não apresentou diferença entre os tratamentos avaliados.

Tabela 6 – Densidade do solo, porosidade calculada, porosidade determinada, poros bloqueados, macroporosidade, microporosidade, resistência à penetração, DMPseco (diâmetro médio ponderado dos agregados por via seca), DMPúmido (diâmetro médio ponderado dos agregados por via úmida), IEA (índice de estabilidade dos agregados) nos tratamentos aplicados. Sendo: IAI – Inoculação de FMAs na sementeira em viveiro e no plantio em vaso, IAN – Inoculação na sementeira e não-inoculado no plantio, NII – inoculado apenas no plantio; NIN - não inoculado nem na sementeira, nem no plantio; DMPseco – diâmetro médio ponderado seco; DMPúmido - diâmetro médio ponderado úmido; e IEA - Índice de estabilidade de agregados.

Variáveis	Tratamentos			
	Inoculação em viveiro		Inoculação em vaso	
	IA	NI	I	N
Densidade do solo (kg dm-3)	1.44±0.03	1.45±0.02	1.49±0.02 A	1.40±0.02 B
Porosidade calculada (m3 m-3)	0.519±0.003	0.518±0.002	0.505±0.002 B	0.544±0.001 A
Porosidade determinada (m3 m-3)	0.415±0.006	0.420±0.005	0.427±0.003 A	0.407±0.006 B
Poros bloqueados (m3 m-3)	0.1051±0.0036	0.0974±0.0020	0.0786±0.0017 B	0.1239±0.0025 A
Macroporosidade (m3 m-3)	0.128±0.008	0.133±0.009	0.131±0.008	0.130±0.009
Microporosidade (m3 m-3)	0.285±0.006	0.288±0.008	0.294±0.008	0.279±0.005
Resistência à penetração (MPa)	0.224±0.017	0.198±0.012	0.218±0.013	0.204±0.016
DMPseco (mm)	1.87±0.079	1.66±0.077	1.78±0.085	1.75±0.083
DMPúmido (mm)	1.71±0.05 a	1.44±0.07 b	1.55±0.08	1.59±0.06
IEA	0.927±0.056	0.938±0.044	0.911±0.053	0.954±0.046

Médias não seguidas de letras não diferem entre si quando seguidas por letras diferentes dentro do mesmo momento de inoculação diferem entre si pelo teste de Tukey ($p>0,05$). Letras minúsculas comparam inoculação em viveiro (Viveiro) e letras maiúsculas a inoculação no plantio (Vaso).

3.5 Relação entre inoculação micorrízica, crescimento da planta e ambiente físico do solo

Pela análise de correlação de Pearson (Figura 5) observa-se que apenas o comprimento de micélio extrarradicular, variável ligada aos FMAs, não mostrou correlação significativa com nenhuma outra variável (Figura 5). O mesmo ocorreu para a matéria seca da raiz (MSR).

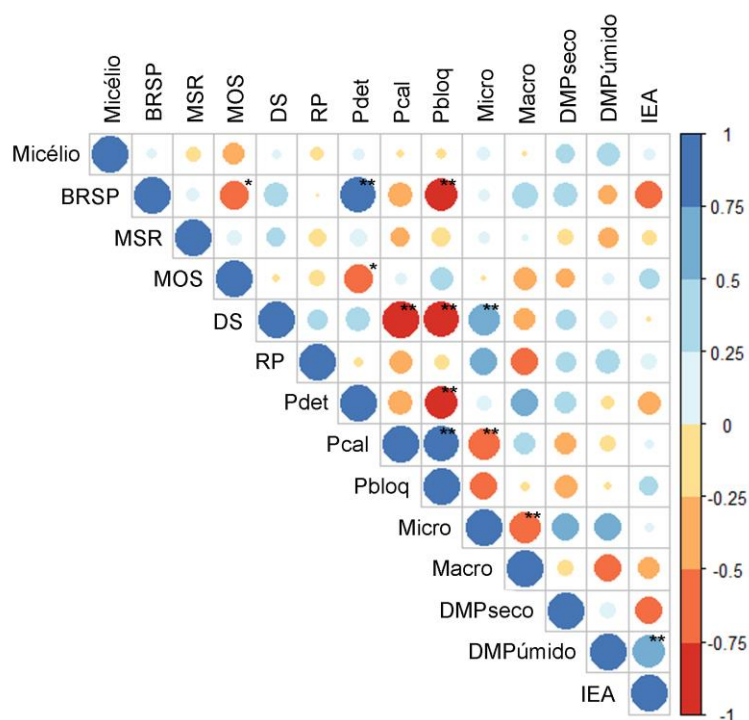


Figura 5 – Correlação de Pearson entre variáveis micélio (Comprimento de micélio extrarradicular), DS (densidade do solo), PT (porosidade total), Micro (microporosidade), Macro (macroporosidade), RP (resistência à penetração), MSR (matéria seca da raiz), MOS (matéria orgânica do solo), DMP seco (diâmetro médio ponderado dos agregados por via seca), DMP úmido (diâmetro médio ponderado dos agregados por via úmida), IEA (índice de estabilidade dos agregados), BRSP (Bradford-reactive soil protein) e colonização micorrízica. A barra na lateral direita indica variações nos valores de r de acordo com a coloração das esferas, que quanto maiores indicam maior p valorda correlação. A presença de asteriscos indica coeficiente (r): *significativo a 5% e **significativo a 1%.

O teor de BRSP correlacionou-se positivamente com a Pdet ($r=0,88$; $p=0,0001$) e negativamente com a MOS ($r=-0,59$; $p=0,043$) e com o Pbloq ($r=0,75$; $p=0,005$). A quantidade de BRSP não se correlacionou com os resultados de DMP de agregados seja pela via seca ou úmida. A correlação negativa de BRSP com a MOS realmente não era esperada em curto prazo, já que a proteína do solo relacionada à glomalina é uma glicoproteína recalcitrante que contribui para o aumento na MOS em longo prazo.

A MOS apresentou correlação negativa com a Pdet ($r=-0,61$, $p=0,036$), diferindo do esperado em solos livres de rejeito. Entretanto, o período de 190 dias é curto para modificações em teores de matéria orgânica no tecnossolo. Ao ser aplicado teste de Dunnett, foi verificado que não houve diferença significativa entre MOS antes do experimento e depois do cultivo de *P. dubium* no vaso (Figura A, material suplementar), mesmo com possível presença do material orgânico que compõe o substrato das mudas podendo contribuir para elevação nos teores detectados nas amostras após o plantio.

Pela análise de componentes principais (PCA, Figura 6) envolvendo as mesmas variáveis da Figura 5, verificamos que há uma tendência de modificação das condições no tecnossolo com o plantio de *P. dubium*. A PCA captou um percentual de 58% de explicação da variação dos dados através de dois componentes, sendo 34% de PC1 e 24% de PC2. Foi possível separar os tratamentos controles BE e WP dos demais que foram afetados pelo crescimento da planta. Os tratamentos IAN e NIN mostraram tendência de se destacar dos demais favoravelmente quanto ao acúmulo de biomassa na raiz (RDM) e variáveis micorrízicas, como o micélio extrarradicular (EM) e o teor de glomalina (BRSP), bem como à variáveis que medem a estabilidade de agregados e reestruturação do solo (WMGD, DMGD e ASI). Logo, permite confirmar que o cultivo de *P. dubium*, aliado à inoculação micorrízica alterou as propriedades físicas do tecnossolo na condição de cultivo estudada. Sendo esse um indicativo otimista para recuperação das áreas degradadas pela deposição do rejeito da mineração de ferro oriundo do rompimento da Barragem de Fundão em Mariana-MG.

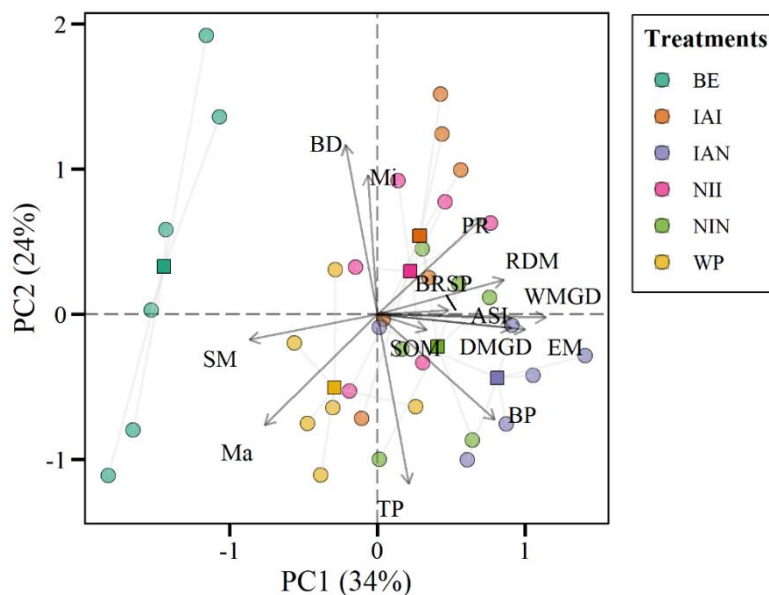


Figura 6 – Análise componentes principais envolvendo variáveis: EM (extraradical mycellium, comprimento de micélio extrarradicular), BRSP (Bradford-reactive soil protein), SOM (soil organic matter, matéria orgânica do solo), RDM (root dry matter, matéria seca da raiz), BD (bulk density, densidade do solo), TP (total porosity, porosidade calculada), SM (porosidade total determinada), BP (blocked pores, poros bloqueados) Mi (microporosity, microporosidade), Ma (macroporosity, macroporosidade), PR (penetration resistance, resistência à penetração), DMWD (dry medium weighted diameter, diâmetro médio ponderado seco), WMWD (wet medium weighted diameter, diâmetro médio ponderado úmido), ASI (aggregate stability index, índice de estabilidade de agregados)

4 Discussão

4.1 Simbiose micorrízica e desenvolvimento de *Peltophorum dubium*

As variáveis de crescimento em plantas de *Peltophorum dubium* responderam pouco à inoculação com FMAs após o plantio em vaso com o tecnossolo de rejeito de mineração de ferro. É reconhecido que a presença de FMAs nas raízes, seja no ambiente natural ou introduzidos por inoculação, não implica necessariamente em respostas positivas para as plantas, já que há variação no grau de compatibilidade simbiótica (POUYU-ROJAS et al., 2006) e essa relação pode variar de mutualista a parasítica dependendo das espécies envolvidas, das condições de cultivo (KLIRONOMOS, 2003; HOEKSEMA et al., 2010).

As plantas de *P. dubium* inoculadas em viveiro já haviam expressado melhores resultados de crescimento nessa fase de produção de mudas. Isso ocorre, pois, a simbiose com fungos micorrízicos arbusculares auxilia as plantas na absorção devido as hifas dos FMAs aumentarem a área explorada e transferirem água e nutrientes às raízes

(MARSCHNER e DELL, 1994; BRUNDRETT, 2009). Quando plantadas em vaso com espaço, água e nutrientes disponíveis, as plantas não inoculadas (NI), que haviam expressado menor crescimento em altura e diâmetro (Figura 1), expressaram o potencial da espécie e desenvolveram-se mais rapidamente (Tabela 1 e Figura 1). Em estudo recente, Cruz et al. (2020) também verificaram bom desenvolvimento inicial de *P. dubium* cultivado no tecnossolo oriundo do rompimento da barragem de Fundão com aplicação de fertilizantes, indicando essa espécie arbórea como promissora para revegetação do tecnossolo.

A inoculação com fungos micorrízicos arbusculares não apresentou efeito significativo na parte aérea (MSPA) ou na produção de matéria seca seja na raiz (MSR) de *Peltophorum dubium* (Tabela 2), apesar da tendência sugerida pela PCA na MSR (Figura 5). No entanto, plantas inoculadas com FMAs no viveiro apresentavam valores elevados de colonização micorrízica já no momento do plantio. Essa pequena diferença entre os tratamentos pode ser devido à presença de FMAs tanto do substrato quanto no tecnossolo, que apresentaram densidades de esporos relativamente baixa, porém suficiente para a colonização micorrízica e atuação no crescimento da planta, fato verificado nos resultados do presente estudo. A simbiose micorrízica representa um dreno de fotoassimilados para as plantas e nem sempre isso é compensado com maior absorção de fósforo e conseqüente crescimento da planta (SMITH e SMITH, 2012), o que pode também ter levado a um menor desenvolvimento relativo em altura e diâmetro em plantas que receberam inóculo micorrízico arbuscular na semeadura no viveiro (IA).

As doses de nutrientes aplicadas em vaso possibilitaram aumento considerável nos teores de macro e micronutrientes disponíveis (Tabela D, material suplementar). Procurou-se avaliar uma condição similar à realizada no campo, com plantio e uso de fertilizantes para o desenvolvimento das plantas. Somando a fertilização à disponibilidade constante de água durante o período do cultivo em vaso, reduz-se a possibilidade de resposta expressiva da inoculação com FMAs.

A competição entre raízes da planta hospedeira e FMAs por fotoassimilados podem afetar o desenvolvimento radicular (PÉRET et al., 2009), porém esse comportamento não foi observado nas plantas inoculadas de *P. dubium*. A maior colonização micorrízica foi observada em IAI, assim como a maior matéria seca de raiz o que pode ser considerado fator positivo, já que o equilíbrio entre superfície de

evapotranspiração (representada pela MSPA) e de absorção (MSR) é fundamental para sobrevivência das plantas (GROSSNICKLE, 2012).

A simbiose micorrízica pode proporcionar aumento na absorção de P, N, Cu, Zn, Fe e outros nutrientes (BOLAN, 1991; MARSCHNER e DELL, 1994; HODGE e STORER, 2015). No presente estudo, os teores de elementos encontrados nas folhas de *P. dubium* diferiram entre os tratamentos apenas para N, Ca, Na, Zn e Ni (Tabela 3). Os teores de macro e micronutrientes encontrados nas folhas estão dentro (para Mg e Fe) ou mesmo acima (para N, K, Ca, S e Mn) de intervalos considerados satisfatórios para *Eucalyptus* (SILVEIRA et al. 2005) e corroboram com valores já observados em *Peltophorum dubium* (VENTURIN et al., 1999). Os menores teores de Na encontrados nos tratamentos inoculados com FMAs encontrados no tecnossolo (IAI, IAN, NII) são indicadores de maior adaptação dessas plantas ao tecnossolo de rejeito de mineração de ferro, já que este material tem teores elevados de sódio, que podem causar toxidez às plantas (SANTOS et al., 2019).

Apesar de ser largamente documentada a contribuição da micorriza arbuscular na aquisição de fósforo (KOIDE, 1991; MARSCHNER e DELL, 1994), não houve efeito da inoculação de FMAs nos teores de P nas folhas. Os teores de P nas folhas de *P. dubium* mostraram-se similares as médias encontradas em outras espécies nativas (SIQUEIRA e SAGGIN-JÚNIOR, 2001). Os teores de Cu e Zn nas folhas de *P. dubium* foram avaliados como abaixo do recomendado em relação a padrões encontrados em literatura para eucalipto (MALAVOLTA et al. 1997), que é angiosperma arbórea com mais informações disponíveis sobre padrões em diagnose foliar nutricional, já que são escassas as informações sobre nutrição mineral de espécies arbóreas tropicais nativas do Brasil.

A inoculação de diferentes espécies de fungos micorrízicos arbusculares nativos, como foi realizado nesta pesquisa, é recomendada como estratégia para favorecer o desenvolvimento das plantas em áreas degradadas (MALTZ e TRESEDER, 2015). No caso do desenvolvimento de *P. dubium* em tecnossolo de rejeito de mineração de ferro, foi observada relação positiva da colonização micorrízica com incremento de matéria seca da parte aérea e do índice de qualidade de Dickson, que reflete o equilíbrio na distribuição da biomassa das mudas em seu crescimento inicial e pode refletir na sua sobrevivência no ambiente (DICKSON et al., 1960).

A correlação positiva entre inoculação micorrízica e desenvolvimento vegetal é recorrentemente encontrada em literatura. No entanto, grande parte dos trabalhos com

espécies arbóreas nativas do Brasil em ambientes protegidos são realizados com substratos esterilizados (POUYÚ-ROJAS e SIQUEIRA, 2000; SIQUEIRA e SAGGIN-JÚNIOR, 2001; FLORES-AYLAS et al., 2003; PASQUALINI et al., 2007; POUYU-ROJAS et al., 2006), o que faz com que os resultados se afastem mais da realidade que poderia ser observada em campo e dificulta a comparação com os resultados obtidos em nossa pesquisa. Espécies arbóreas cultivadas em substratos estéreis apresentaram colonização micorrízica próxima de 0% (POUYÚ-ROJAS e SIQUEIRA, 2000; FLORES-AYLAS et al., 2003; POUYU-ROJAS et al., 2006;). A colonização em *P. dubium* no tratamento sem inoculação (NIN, com média de 37.1%) está muito acima do que comumente é observado em ambientes estéreis, mostrando que há potencial de inóculo no tecnossolo estudado, mesmo com a baixa densidade de esporos encontrada inicialmente no solo coletado. Os resultados da colonização micorrízica apontam que, para o *P. dubium*, a inoculação no momento do plantio da muda no vaso foi mais eficiente em aumentar a colonização por FMAs nas raízes (Tabela 4).

A maior colonização micorrízica pode favorecer o crescimento da planta com diversos mecanismos já amplamente estudados como: a) aumento de exploração do solo na busca de nutrientes e principalmente água (CORRÊA et al., 2014); b) maior absorção de nutrientes poucos móveis, principalmente o fósforo (MARSCHNER e DELL, 1994), e c) ativação do sistema biológico com aumento da biodiversidade de microrganismos vivendo na micorrizosfera aumentando a biomassa e atividade microbiana (MARRS, 2016). Portanto, mudas de plantas com maior colonização micorrízica, quando são levadas para o campo, apresentam maior capacidade de suportar as adversidades abióticas como estresse hídrico, nutricional e contaminantes, promovendo maiores percentuais de sobrevivência (DAVIDSON et al., 2016).

A densidade de esporos inicial no tecnossolo era 0,93 esporo g⁻¹ de solo e ao final do experimento não diferiu entre tratamentos (Tabela 4), mesmo em relação àquele que não foi inoculado em nenhum momento (NIN). Isso indica que a presença de uma planta hospedeira micotrófica proporciona condições favoráveis para a produção de propágulos de FMAs. Esse resultado demonstra a versatilidade dos FMAs, que são fator biótico importante para revegetação destas áreas afetadas pela deposição de rejeito da barragem de rejeito da mineração de ferro; e confirmando que os FMAs são aliados importantes para estratégias de recuperação desse ambiente edáfico (PRADO et al., 2019; ZAGO et al., 2019).

O comprimento de micélio extrarradicular no tecnossolo aumentou após o cultivo de *P. dubium* em vaso independentemente da inoculação com FMAs (Tabela 4, Figura 2). A quantidade de micélio no solo está relacionada à atuação dos fungos totais na estabilidade de agregados do solo, já que as redes de hifas de FMAs, em maior proporção, atuam mecanicamente envolvendo macroagregados (SIX et al., 2004) e bioquimicamente pela produção da glicoproteína cimentante conhecida como glomalina (BARBOSA et al., 2019; RILLIG, 2004; RILLIG et al., 2010; VILELA et al., 2014).

Os resultados de micélio extrarradicular encontradas no tecnossolo após o cultivo de *P. dubium* foram inferiores aos documentados em diferentes classes de solos com médias de 41,0 a 60,8 m g⁻¹ em Gleissolos; 22,6 a 62,5 m g⁻¹ em Organossolos e 14,2 a 40,5 m g⁻¹ em Cambissolos (RUBIN e STÜRMER, 2015). Mesmo considerando a condição física do tecnossolo, com predomínio de areia fina e silte e baixa concentração de material orgânico, e o reduzido tempo de cultivo, os resultados mostraram que houve tendência de aumento do comprimento de micélio extrarradicular com o tempo e que a presença de uma planta micotrófica, como o *P. dubium*, contribuiu nesse processo.

A BRSP (Bradford-reactive soil protein) não apresentou diferenças significativas ($p > 0,05$) com a aplicação da inoculação por FMAs. Não houve alterações nos teores de BRSP no tecnossolo após o cultivo (Figura 2B). A glomalina, assim como a presença das hifas, é importante na contribuição dos FMAs para a estabilização de agregados do solo (MILLER e JASTROW, 1990; RILLIG, 2004). A produção de glomalina com aumento dos teores no solo e o crescimento de uma rede micelial demandam tempo (GIOVANNETTI et al., 2001; RILLIG e STEINBERG, 2002), assim como a possível contribuição para a estruturação dos solos e modificações em suas propriedades físicas. O tempo de 190 dias de cultivo da espécie arbórea *P. dubium* não foi suficiente para alterar expressivamente todas essas variáveis, porém apontam para modificações que podem acelerar o processo de reabilitação física do tecnossolo.

4.2 Efeito da inoculação micorrízica em propriedades físicas do tecnossolo

Fatores como o baixo teor de matéria orgânica (0.23 dag kg⁻¹) no tecnossolo de rejeito de mineração de ferro utilizado para o plantio de *P. dubium*, a textura (alta proporção de silte e areia fina) e o alto teor de Na (26,94 mg dm⁻³), por ser um elemento dispersante, não favorecem a estruturação do tecnossolo. Essas propriedades apontaram

a baixa qualidade física como o principal entrave ao processo de reabilitação do tecnossolo formado pela deposição do rejeito misturado com solo e outros compostos nas margens dos cursos d'água (SCHAEFER et al., 2016; CRUSOÉ ROCHA et al. 2019; CRUZ et al., 2020; DE MATOS et al., 2020).

As alterações estruturais observadas no tecnossolo no presente estudo, foram pouco expressivas e não suficientes para modificações significativas em todas as propriedades físicas mensuradas. O crescimento das raízes de *P. dubium* e o assentamento das partículas (como silte e areia fina) presentes do tecnossolo, ao longo do experimento, provavelmente levaram a uma redução da porosidade determinada e aumento do volume de poros bloqueados em relação às amostras coletadas antes do plantio (Figura 3C e 3D).

As raízes têm efeito benéfico na agregação (BRONICK e LAL, 2005), mas a pressão de crescimento radicular causa inicialmente aumento na densidade no solo rizosférico (YOUNG, 1998) e a ocupação de poros pelas raízes pode também contribuir para a redução da macroporosidade (SIX et al., 2004), tendência observada nesse experimento (Figura 3E). Apesar desses resultados não serem favoráveis, essas raízes são importante para incorporação de carbono orgânico no solo via processo de decomposição e mineralização das próprias raízes, pela liberação de compostos orgânicos na rizosfera, que também contribuem para aumento do carbono orgânico no solo, e ativação da microbiota que vive próximo às raízes (KUZYAKOV e BLAGODATSKAYA, 2015), e que também atuam nesses processos e contribuem com os serviços ecossistêmicos.

Ainda assim, os valores de macroporosidade encontrados em todas as amostras são satisfatórios, pois estão acima de $0,10 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$, considerado valor crítico para aeração em solos (HÅKANSSON e LIPIEC, 2000). Pesquisas anteriores relatam redução inicial da macroporosidade e aumento da microporosidade em processo de estruturação ou reestruturação de solos degradados (SCHWARTZ et al., 2003; AJAYI et al., 2019), como observamos nesta pesquisa, ainda que não tenham sido diferenças significativas nesses tratamentos em relação ao valores encontrados antes do experimento (BE).

A resistência à penetração (RP) é a propriedade que pode ajudar a inferir sobre a limitação imposta ao desenvolvimento radicular no solo e varia em função da umidade. Nesta pesquisa, os valores foram obtidos com amostras com umidade próxima à capacidade de campo, submetidas à tensão de $-0,010 \text{ MPa}$ (VAZ et al., 2011), e estão bem abaixo de 2 MPa , apontado como limite crítico ao desenvolvimento radicular (ARSHAD et al., 1996). Porém, em determinação da RP realizada em área de tecnossolo às margens

do Rio do Carmo, após período de estiagem na região, foram encontrados valores acima de 10 MPa nas camadas superficiais (CRUSOÉ ROCHA et al. 2019), condições, portanto, bastante restritivas ao desenvolvimento radicular.

A resistência à penetração medida na capacidade de campo pode não ser suficiente para explicitar diferenças existentes entre tratamentos e mascarar problemas de compactação dos solos (PEIXOTO et al., 2019). Neste trabalho, a RP não mostrou diferença entre os tratamentos com cultivo de *P. dubium*, mas foi uma propriedade que apontou para o início de uma estruturação no tecnossolo. A amostra do tecnossolo antes do plantio (controle BE) se comporta como um sedimento, praticamente sem oferecer resistência à penetração no teste ao penetrógrafo. O pequeno aumento na RP com o cultivo de *P. dubium* no tecnossolo indica, neste caso, formação de estruturas mecanicamente mais estáveis, e que acabaram oferecendo maior resistência à penetração vertical, como foi observado pelo aumento na RP (Figura 4A); e confirmado pelo aumento nos valores de DMP_{seco} (Figura 4B) e $DMP_{úmido}$ (Figura 4C) em relação aos controles.

As variáveis relacionadas à estabilidade de agregados no tecnossolo foram as que apresentaram maior diferença em relação ao estado inicial do material. Mesmo com as propriedades do tecnossolo limitantes à estruturação do solo, observamos melhoria das variáveis relacionadas à estabilidade de agregados após o cultivo de *P. dubium* nos vasos. De modo geral, houve aumento nos diâmetros médios dos agregados obtidos por via seca e úmida em relação aos controles. As médias de IEA obtidas nos tratamentos (Tabela 6) indicam que cerca de 90% dos agregados separados pela via seca mantiveram estabilidade quando foram submetidos ao peneiramento úmido. O IEA também mostrou melhoria da estabilidade de agregados em relação ao estado que se encontrava antes do plantio no vaso, mesmo com reduzido tempo de condução do experimento.

A camada superficial do solo é que aquela que mais rapidamente se altera estruturalmente tanto pela maior variação dos ciclos de umedecimento e secagem quanto pela presença mais intensa de raízes e microrganismos, que atuam alterando na formação e estabilização dos agregados (AJAYI et al., 2019). Os dados de estabilidade de agregados, confirmados pela diferença observada nas médias do IEA, mostraram que, apesar da composição mineralógica, granulométrica e de teor de Na e MOS não contribuírem para a agregação do tecnossolo, esse material melhorou em termos estruturais após o tempo. O cultivo do *P. dubium* associado à inoculação com FMAs

realizada na semeadura em viveiro contribuiu ainda mais para a formação de agregados estáveis no tecnossolo. Ainda que o tempo seja fator essencial para alterações nas propriedades físicas e o rejeito depositado não favoreça a estruturação, foi possível mensurar o início de formação de agregados mais estáveis no peneiramento a seco e úmido, o que é indício positivo para a restauração ecológica do ambiente afetado pelo rompimento da barragem de rejeito da mineração de ferro.

A glomalina produzida pelos fungos micorrízicos arbusculares tem ação cimentante aumentando a hidrofobicidade e estabilidade dos agregados no solo (RILLIG, 2004; RILLIG et al., 2010). Nossos resultados mostraram correlação positiva entre a proteína do solo relacionada à glomalina (BSRP) e a porosidade determinada (Pdet) e negativa com o volume de poros bloqueados (Pbloq, Figura 5). A produção dessa glicoproteína pelos FMAs foi benéfica à porosidade, que é considerada como um dos principais indicadores da qualidade física do solo (RABOT et al., 2018). A inoculação com FMAs encontrados na área influenciou positivamente ($p < 0,05$) a porosidade determinada e o DMP úmido dos agregados, mesmo com tempo reduzido do cultivo da espécie arbórea.

As condições físicas do tecnossolo, principalmente em períodos de estiagem, tendem a impor maiores estresses às plantas pela queda na umidade, selamento superficial e aumento na resistência à penetração com consequente limitação ao crescimento radicular (SCHAEFER et al., 2016; ANDRADE et al., 2018; DE MATOS et al., 2020). Portanto, em condições de campo, a presença dos FMAs pode ainda ser mais importante para o estabelecimento da vegetação. A simbiose micorrízica, pelo aumento na superfície de absorção de água e nutrientes (HOEKSEMA et al., 2010), pode melhorar eficiência do uso da água pelas plantas (AUGÉ, 2001), o que contribui para sobrevivência frente a estresses ambientais (DAVIDSON et al., 2016).

A revegetação da área atingida pelo rompimento com atuação das raízes, das hifas fúngicas, de outros microrganismos, a incorporação de matéria orgânica oriunda do próprio processo de reabilitação tende a favorecer a melhoria das propriedades físicas do tecnossolo auxiliando na melhoria das condições edáficas com o tempo. Mesmo em curto período foi possível mensurar esses benefícios. Tendo em vista o auxílio dos FMAs na melhoria das condições físicas do solo, a inoculação com fungos micorrízicos arbusculares deve ser recomendada como prática benéfica na revegetação dessa área e em outras que possam ter sido afetadas por desastres semelhantes com deposição de rejeito,

ou mesmo áreas destinadas ao armazenamento de estéril oriundo da mineração, sendo recomendadas pesquisas ampliem e aprofundem o conhecimento dos impactos da aplicação de inóculos FMAs em áreas degradadas.

5 Conclusões

Reconhecida a limitação física como grande desafio ao crescimento de plantas nos solos impactados pelo rejeito da mineração de ferro proveniente do rompimento da barragem de Fundão em Mariana-MG, observou-se que parte das hipóteses foram confirmadas, pois a inoculação com fungos micorrízicos arbusculares nativos da área degradada mostrou benefícios para a estruturação física do rejeito. Sendo a inoculação realizada no momento da semeadura em viveiro a mais indicada para efeito no aumento da estabilidade de agregados. A colonização por fungos micorrízicos arbusculares contribuiu para aumento na matéria seca da parte aérea e no índice de qualidade de Dickson das plantas, além de ter contribuído para menor acúmulo de sódio nas folhas, o que é positivo para adaptação das plantas na área de tecnossolo devido ao alto teor desse elemento. A inoculação com FMAs na semeadura em viveiro aumentou a estabilidade dos agregados e a inoculação no plantio em vaso contribuiu para melhoria na porosidade. Aliar o plantio de espécies micotróficas, como o *P. dubium*, à inoculação de fungos micorrízicos arbusculares se mostrou uma prática com potencial para auxiliar na reabilitação do rejeito da mineração de ferro, melhorando suas condições físicas, críticas ao estabelecimento da vegetação nativa.

REFERÊNCIAS

- AJAYI, A.E.; HORN, R.; ROSTEK, J.; UTEAU, D.; PETH, S. Evaluation of temporal changes in hydrostructural properties of regenerating permanent grassland soils based on shrinkage properties and μ CT analysis. **Soil and Tillage Research**, v. 185, p. 102–112, jan. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.still.2018.09.005>.
- ALMEIDA, B. G.; FREITAS, P. L. de; TEIXEIRA, W. G.; VIANA, J. H. M., DONAGEMMA, G. K. Porosidade. In: Teixeira, P. C., Donagemma, G. K.; Fontana, A.; Teixeira, W. G. (Ed.). **Manual de métodos de análise de solo**, 3. ed. rev. e ampl. – Brasília, DF : Embrapa, 2017. 573p.
- ALMEIDA, C. A.; OLIVEIRA, A. F. de; PACHECO, A. A.; LOPES, R. Pereira.; NEVES, A. A.; DE QUEIROZ, M. E. L. R. Characterization and evaluation of sorption potential of the iron mine waste after Samarco dam disaster in Doce River basin – Brazil. **Chemosphere**, v. 209, p. 411–420, out. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.06.071>.
- ANDRADE, G. F.; PANIZ, F. P.; MARTINS, A. C.; ROCHA, B. A.; DA SILVA LOBATO, A. K.; RODRIGUES, J. L.; CARDOSO-GUSTAVSON, P.; MASUDA, H. P.; BATISTA, B. L. Agricultural use of Samarco’s spilled mud assessed by rice cultivation: A promising residue use? **Chemosphere**, v. 193, p. 892–902, fev. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.11.099>.
- ARSHAD, M. A. C.; LOWERY, B.; GROSSMAN, B. Physical Tests for Monitoring Soil Quality. In: DORAN, John W.; JONES, Alice J. (orgs.). **SSSA Special Publications**. Madison, WI, USA: Soil Science Society of America, 1996. p. 123–141. DOI 10.2136/sssaspecpub49.c7. Disponível em: <http://doi.wiley.com/10.2136/sssaspecpub49.c7>. Acesso em: 28 maio 2020.
- ASMELASH, F.; BEKELE, T.; BIRHANE, E. The Potential Role of Arbuscular Mycorrhizal Fungi in the Restoration of Degraded Lands. **Frontiers in Microbiology**, v. 7, 26 jul. 2016. DOI 10.3389/fmicb.2016.01095. Disponível em: <http://journal.frontiersin.org/Article/10.3389/fmicb.2016.01095/abstract>. Acesso em: 19 fev. 2020.
- AUGÉ, Robert M. Water relations, drought and vesicular-arbuscular mycorrhizal symbiosis. **Mycorrhiza**, v. 11, n. 1, p. 3–42, 28 maio 2001. <https://doi.org/10.1007/s005720100097>.
- BARBOSA, M. V.; PEDROSO, D. de F.; CURI, N.; CARNEIRO, M. A. C. Do different arbuscular mycorrhizal fungi affect the formation and stability of soil aggregates? **Ciência e Agrotecnologia**, v. 43, p. e003519, 2019. <https://doi.org/10.1590/1413-7054201943003519>.
- BOLAN, N. S. A critical review on the role of mycorrhizal fungi in the uptake of phosphorus by plants. **Plant and Soil**, v. 134, n. 2, p. 189–207, jul. 1991. <https://doi.org/10.1007/BF00012037>.

BOTTINO, F.; MILAN, J.A.M.; CUNHA-SANTINO, M.B.; BIANCHINI, I. Influence of the residue from an iron mining dam in the growth of two macrophyte species. **Chemosphere**, v. 186, p. 488–494, nov. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.08.030>.

BRADFORD, M. A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding **Analytical Biochemistry** v. 72, p. 248-254, 1976.

BRONICK, C.J.; LAL, R. Soil structure and management: a review. **Geoderma**, v. 124, n. 1–2, p. 3–22, jan. 2005. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.03.005>.

BRUNDRETT, M. C. Mycorrhizal associations and other means of nutrition of vascular plants: understanding the global diversity of host plants by resolving conflicting information and developing reliable means of diagnosis. **Plant and Soil**, v. 320, n. 1–2, p. 37–77, jul. 2009. <https://doi.org/10.1007/s11104-008-9877-9>.

CARMO, F. F. do; KAMINO, L. H. Y.; JUNIOR, R. T.; CAMPOS, I. C. de; CARMO, F. F. do; SILVINO, G.; CASTRO, K. J. da S. X. de; MAURO, M. L.; RODRIGUES, N. U. A.; MIRANDA, M. P. de S.; PINTO, C. E. F. Fundação tailings dam failures: the environment tragedy of the largest technological disaster of Brazilian mining in global context. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 15, n. 3, p. 145–151, jul. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2017.06.002>.

CORDEIRO, M. C.; GARCIA, G. D.; ROCHA, A. M.; TSCHOEKE, D. A.; CAMPEÃO, M. E.; APPOLINARIO, L. R.; SOARES, A. C.; LEOMIL, L.; FROES, A.; BAHIENSE, L.; REZENDE, C. E.; DE ALMEIDA, M. G.; RANGEL, T. P.; DE OLIVEIRA, B. Cherene. V.; DE ALMEIDA, D. Q..R.; THOMPSON, M. C.; THOMPSON, C. C.; THOMPSON, F. L. Insights on the freshwater microbiomes metabolic changes associated with the world's largest mining disaster. **Science of The Total Environment**, v. 654, p. 1209–1217, mar. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.112>.

CORRÊA, A.; CRUZ, C.; PÉREZ-TIENDA, J.; FERROL, N. Shedding light onto nutrient responses of arbuscular mycorrhizal plants: Nutrient interactions may lead to unpredicted outcomes of the symbiosis. **Plant Science**, v. 221–222, p. 29–41, maio 2014. <https://doi.org/10.1016/j.plantsci.2014.01.009>.

COSTA, T. C. E C. da, DE SOUZA, F. A., NETTO, D. A. M., DE ALMEIDA, L. G., ROCHA, H., VIANA, J. H. M., MATRANGOLO, W. J. R., SILVA, I. H. F. da, ARAUJO, N. G., Estabelecimento de espécies arbóreo-arbustivas no rejeito de minério de ferro da Barragem do Fundão em Mariana-MG, tratado com calcário, fertilizantes e microrganismos **Boletim 170 Embrapa Milho e Sorgo**, 45p., 2018.

CRUZ, F. V. da S.; GOMES, M. P.; BICALHO, E. M.; DELLA TORRE, F.; GARCIA, Q. S. Does Samarco's spilled mud impair the growth of native trees of the Atlantic Rainforest? **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 189, p. 110021, fev. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.110021>.

CRUSOÉ ROCHA, G.; da SILVA, L. de C. M. ; CARVALHO, L.Q. ; CHAGAS, R.C.S. . Rompimento da Barragem de Fundão em Mariana, Minas Gerais: Avaliação do Tecossolo Formado pelo Desastre. In: **XXII Congresso Latinoamericano de Ciencia del Suelo**, 2019, Montevideo, Uruguai. Anais do XXII CLACS, 2019.

DAVIDSON, B. E.; NOVAK, S. J.; SERPE, M. D. Consequences of inoculation with native arbuscular mycorrhizal fungi for root colonization and survival of *Artemisia tridentata* ssp. wyomingensis seedlings after transplanting. **Mycorrhiza**, v. 26, n. 6, p. 595–608, ago. 2016. <https://doi.org/10.1007/s00572-016-0696-1>.

DAYNES, C. N.; FIELD, D. J.; SALEEBA, Jennifer. A.; COLE, M. A.; MCGEE, P. A. Development and stabilisation of soil structure via interactions between organic matter, arbuscular mycorrhizal fungi and plant roots. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 57, p. 683–694, fev. 2013. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.09.020>.

DE MATOS, L. P.; DE ANDRADE, H. M.; MARINATO, C. S.; DE OLIVEIRA PRADO, I. G.; COELHO, D. Gomes; MONTOYA, S. G.; KASUYA, M. C. M.; DE OLIVEIRA, J. A. Limitations to Use of *Cassia grandis* L. in the Revegetation of the Areas Impacted with Mining Tailings from Fundão Dam. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 231, n. 3, p. 127, mar. 2020. <https://doi.org/10.1007/s11270-020-04479-0>.

DICKSON, A.; LEAF, A. L.; HOSNER, J. F. Quality appraisal of white spruce and white pine seedling stock in nurseries. **The Forestry Chronicle**, v. 36, n. 1, p. 10–13, 1 mar. 1960. <https://doi.org/10.5558/tfc36010-1>.

FLORES-AYLAS, W. W.; SAGGIN-JÚNIOR, O. J.; SIQUEIRA, J. O.; DAVIDE, A. C. Efeito de *Glomus etunicatum* e fósforo no crescimento inicial de espécies arbóreas em semeadura direta. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 38, n. 2, p. 257–266, fev. 2003. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2003000200013>.

GERDEMANN, J.W.; NICOLSON, T.H. Spores of mycorrhizal Endogone species extracted from soil by wet sieving and decanting. **Transactions of the British Mycological Society**, v. 46, n. 2, p. 235–244, jun. 1963. [https://doi.org/10.1016/S0007-1536\(63\)80079-0](https://doi.org/10.1016/S0007-1536(63)80079-0).

GIOVANNETTI, M.; FORTUNA, P.; CITERNESI, A. S.; MORINI, S.; NUTI, M. P. The occurrence of anastomosis formation and nuclear exchange in intact arbuscular mycorrhizal networks. **New Phytologist**, v. 151, n. 3, p. 717–724, set. 2001. <https://doi.org/10.1046/j.0028-646x.2001.00216.x>.

GIOVANNETTI, N.; MOSSE, B., An evaluation of techniques to measure vesicular arbuscular infection in roots. **New Phytologist**, v. 84, p. 489-500, 1980.

GROSSMAN, R. B.; REINSCH, T. G. 2.1 Bulk Density and Linear Extensibility. **SSSA Book Series**. [S. l.]: Soil Science Society of America, 2002. DOI 10.2136/sssabookser5.4.c9. Disponível em: <https://dl.sciencesocieties.org/publications/books/abstracts/sssabookseries/methodsofsoilan4/201>. Acesso em: 28 fev. 2020.

GROSSNICKLE, S. C. Why seedlings survive: influence of plant attributes. **New Forests**, v. 43, n. 5–6, p. 711–738, set. 2012. <https://doi.org/10.1007/s11056-012-9336-6>.

HÅKANSSON, I.; LIPIEC, J. A review of the usefulness of relative bulk density values in studies of soil structure and compaction. **Soil and Tillage Research**, v. 53, n. 2, p. 71–85, jan. 2000. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(99\)00095-1](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(99)00095-1).

HAO, H.; DI, H.; JIAO, X.; WANG, J.; GUO, Z.; SHI, Z. Fine roots benefit soil physical properties key to mitigate soil detachment capacity following the restoration of eroded land. **Plant and Soil**, v. 446, n. 1–2, p. 487–501, jan. 2020. <https://doi.org/10.1007/s11104-019-04353-x>.

HARRIS, J. Soil Microbial Communities and Restoration Ecology: Facilitators or Followers? **Science**, v. 325, n. 5940, p. 573–574, 31 jul. 2009. <https://doi.org/10.1126/science.1172975>.

HESS, M. C.M.; MESLÉARD, F.; BUISSON, E. Priority effects: Emerging principles for invasive plant species management. **Ecological Engineering**, v. 127, p. 48–57, fev. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.11.011>.

HODGE, A.; STORER, K. Arbuscular mycorrhiza and nitrogen: implications for individual plants through to ecosystems. **Plant and Soil**, v. 386, n. 1–2, p. 1–19, jan. 2015. <https://doi.org/10.1007/s11104-014-2162-1>.

HOEKSEMA, J. D.; CHAUDHARY, V. B.; GEHRING, C. A.; JOHNSON, N. C.; KARST, J.; KOIDE, R. T.; PRINGLE, A.; ZABINSKI, C.; BEVER, J. D.; MOORE, J. C.; WILSON, G. W. T.; KLIRONOMOS, J. N.; UMBANHOWAR, J. A meta-analysis of context-dependency in plant response to inoculation with mycorrhizal fungi. **Ecology Letters**, v. 13, n. 3, p. 394–407, mar. 2010. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01430.x>.

IBAMA Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis **Relatório Geral de Vistoria – Operação Áugias – Fase Juno I**. 40p., 2019. Disponível em: <<https://www.gov.br/ibama/pt-br/centrais-de-conteudo/2019-04-07a17-relatorio-geral-juno-i-pdf>> Acesso em 10 jun. 2020.

IBRAM - Instituto Brasileiro de Mineração Relatório Anual de atividades junho-2018 a julho-2019. Disponível em: <<http://portaldamineracao.com.br/ibram/wp-content/uploads/2019/07/relatorio-anual-2018-2019.pdf>> Acesso em 10 dez de 2019.

JENKINS, W. R. A rapid centrifugal-flotation technique for separating nematodes from soil. **Plant Disease Reporter**. v. 48, n. 9, p. 692, 1964.

KEMPER, W. D.; CHEPIL, W. S. Size distribution of aggregation. In: BLACK, C. A.; EVANS, D. D.; ESNMINGER, L. E.; CLARK, F. E. (Ed.). **Methods of soil analysis: part 1: physical and mineralogical properties**. Madison: American Society of Agronomy, 1965. p. 499-510.

- KLIRONOMOS, J. N. Variation in plant response to native and exotic arbuscular mycorrhizal fungi. **Ecology**, v. 84, n. 9, p. 2292–2301, set. 2003. <https://doi.org/10.1890/02-0413>.
- KOIDE, R. T. Nutrient supply, nutrient demand and plant response to mycorrhizal infection. **New Phytologist**, v. 117, n. 3, p. 365–386, mar. 1991. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.1991.tb00001.x>.
- KUZYAKOV, Y.; BLAGODATSKAYA, E. Microbial hotspots and hot moments in soil: Concept & review. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 83, p. 184–199, abr. 2015. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.01.025>.
- MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S. A. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. 2. ed. Piracicaba: POTAFOS, 1997. 319p.
- MALAVOLTA, E. **Manual de Química Agrícola: Adubos e Adubações**, 3. ed, São Paulo SP, Editora Agronômica Ceres, 1981, 596 p.
- MALTZ, M. R.; TRESEDER, K. K. Sources of inocula influence mycorrhizal colonization of plants in restoration projects: a meta-analysis: Mycorrhizal inoculation in restoration. **Restoration Ecology**, v. 23, n. 5, p. 625–634, set. 2015. <https://doi.org/10.1111/rec.12231>.
- MARRS, R. H. Ecological restoration: Soil microbes call the shots. **Nature Plants**, v. 2, n. 8, p. 16117, ago. 2016. <https://doi.org/10.1038/nplants.2016.117>.
- MARSCHNER, H.; DELL, B. Nutrient uptake in mycorrhizal symbiosis. **Plant and Soil**, v. 159, n. 1, p. 89–102, fev. 1994. <https://doi.org/10.1007/BF00000098>.
- MELLONI, R.; CARDOSO, E. J. B. N. Quantificação de micélio extrarradicular de fungos micorrízicos arbusculares em plantas cítricas e endófitos: I. Método empregado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 23, n. 1, p. 53–58, mar. 1999. <https://doi.org/10.1590/S0100-06831999000100007>.
- MILLER, R.M.; JASTROW, J.D. Hierarchy of root and mycorrhizal fungal interactions with soil aggregation. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 22, n. 5, p. 579–584, jan. 1990. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(90\)90001-G](https://doi.org/10.1016/0038-0717(90)90001-G).
- NEUENKAMP, L.; PROBER, S. M.; PRICE, J. N.; ZOBEL, M.; STANDISH, R. J. Benefits of mycorrhizal inoculation to ecological restoration depend on plant functional type, restoration context and time. **Fungal Ecology**, v. 40, p. 140–149, ago. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2018.05.004>.
- OMACHI, C. Y.; SIANI, S. M.O.; CHAGAS, F. M.; MASCAGNI, M. L.; CORDEIRO, M.; GARCIA, G. D.; THOMPSON, C. C.; SIEGLE, E.; THOMPSON, F. L. Atlantic Forest loss caused by the world’s largest tailing dam collapse (Fundão Dam, Mariana, Brazil). **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 12, p. 30–34, nov. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2018.08.003>.

PASQUALINI, D.; UHLMANN, A.; STÜRMER, S. L. Arbuscular mycorrhizal fungal communities influence growth and phosphorus concentration of woody plants species from the Atlantic rain forest in South Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 245, n. 1–3, p. 148–155, jun. 2007. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.04.024>.

PEIXOTO, D. S. A.; SILVA, B. M.; DE OLIVEIRA, G. C., MOREIRA, S. G., SILVA, F. da, CURI, N. Soil compaction diagnosis method for occasional tillage recommendation under continuous no tillage system in Brazil. **Soil & Tillage Research**, v. 194, 104307, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104307>

PÉRET, B.; SVISTOONOFF, S.; LAPLAZE, L. When Plants Socialize: Symbioses and Root Development. In: ROBERTS, Jeremy A (org.). **Annual Plant Reviews online**. Chichester, UK: John Wiley & Sons, Ltd, 2009. p. 209–238. DOI 10.1002/9781119312994.apr0404. Disponível em: <http://doi.wiley.com/10.1002/9781119312994.apr0404>. Acesso em: 28 abr. 2020.

POUYÚ-ROJAS, E.; SIQUEIRA, J. O. Micorriza arbuscular e fertilização do solo no desenvolvimento pós-transplante de mudas de sete espécies florestais. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 35, n. 1, p. 103–114, jan. 2000. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2000000100013>.

POUYU-ROJAS, E.; SIQUEIRA, J. O.; SANTOS, J. G. D. Compatibilidade simbiótica de fungos micorrízicos arbusculares com espécies arbóreas tropicais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, n. 3, p. 413–424, jun. 2006. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832006000300003>.

PRADO, I. G. de O.; DA SILVA, M. de C. S.; PRADO, D. G. de O.; KEMMELMEIER, K.; PEDROSA, B. G.; SILVA, C. C. da; KASUYA, M. C. M. Revegetation process increases the diversity of total and arbuscular mycorrhizal fungi in areas affected by the Fundão dam failure in Mariana, Brazil. **Applied Soil Ecology**, v. 141, p. 84–95, set. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.05.008>.

RABOT, E.; WIESMEIER, M.; SCHLÜTER, S.; VOGEL, H.-J. Soil structure as an indicator of soil functions: A review. **Geoderma**, v. 314, p. 122–137, mar. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.11.009>.

RICHARDS, L. A. Physical conditions of water in soil. In: BLACK, C. A.; EVANS, D. D.; ESNMINGER, L. E.; CLARK, F. E. (Ed.). **Methods of soil analysis: part 1: physical and mineralogical properties**. Madison: American Society of Agronomy, 1965. p. 128-152.

RILLIG, M. C. Arbuscular mycorrhizae, glomalin, and soil aggregation. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 84, n. 4, p. 355–363, 1 nov. 2004. <https://doi.org/10.4141/S04-003>.

RILLIG, M. C.; MARDATIN, N. F.; LEIFHEIT, E. F.; ANTUNES, P. M. Mycelium of arbuscular mycorrhizal fungi increases soil water repellency and is sufficient to maintain water-stable soil aggregates. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 42, n. 7, p. 1189–1191, jul. 2010. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.03.027>.

RILLIG, M. C.; STEINBERG, P. D. Glomalin production by an arbuscular mycorrhizal fungus: a mechanism of habitat modification? **Soil Biology and Biochemistry**, v. 34, n. 9, p. 1371–1374, set. 2002. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(02\)00060-3](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(02)00060-3).

RUBIN, J. G. K. R.; STÜRMER, S. L. Potencial de inóculo micorrízico e importância do comprimento do micélio para a agregação de solos de ambiente fluvial. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, n. 1, p. 59–68, fev. 2015. <https://doi.org/10.1590/01000683rbc20150466>.

RUCHKYS, Ú. de A.; CASTRO, P. de T. A.; RIBEIRO, S. M. C.; ALVARENGA, L. J. Applying geoethics to the context of mining ferruginous geosystems: Case studies from the tailing dam breaks in Fundão and Córrego do Feijão, Minas Gerais - Brazil. **Episodes**, 1 jun. 2020. DOI 10.18814/epiugs/2020/020060. Disponível em: <http://www.episodes.org/journal/view.html?doi=10.18814/epiugs/2020/020060>. Acesso em: 30 jun. 2020.

SALTON, J. C.; SILVA, W. M.; TOMAZI, M.; HERNANI, L. C. Agregação do Solo e Estabilidade de Agregados. In: Teixeira, P. C., Donagemma, G. K.; Fontana, A.; Teixeira, W. G. (Ed.). **Manual de métodos de análise de solo**, 3. ed. rev. e ampl. – Brasília, DF : Embrapa, 2017. 573p.

SANTOS, O. S. H.; AVELLAR, F. C.; ALVES, M.; TRINDADE, R. C.; MENEZES, M. B.; FERREIRA, M. C.; FRANÇA, G. S.; CORDEIRO, J.; SOBREIRA, F. G.; YOSHIDA, I. M.; MOURA, P. M.; BAPTISTA, M. B.; SCOTTI, M. R. Understanding the Environmental Impact of a Mine Dam Rupture in Brazil: Prospects for Remediation. **Journal of Environment Quality**, v. 48, n. 2, p. 439, 2019. <https://doi.org/10.2134/jeq2018.04.0168>.

SCHAEFER, C. E. G. R., SANTOS, E. E., FERNANDES FILHO, E. I., ASSIS, I. R., 2016. Paisagens de lama: Os tecnossolos para recuperação ambiental de áreas afetadas pelo desastre da Barragem de Fundão, em Mariana, **Boletim informativo da SBCS**, p.18–23.

SCHWARTZ, R. C; EVETT, S. R; UNGER, P. W. Soil hydraulic properties of cropland compared with reestablished and native grassland. **Geoderma**, v. 116, n. 1–2, p. 47–60, set. 2003. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(03\)00093-4](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(03)00093-4).

SERAFIM, M. E.; OLIVEIRA, G. C.; OLIVEIRA, A. S.; LIMA, J. M.; GUIMARÃES, P. T. G.; COSTA, J. C. Qualidade física e Intervalo Hídrico Ótimo em Latossolo e Cambissolo, cultivados com cafeeiro, sob manejo conservacionista do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.37, p.733-742, 2013.

SILVA B. M.; SILVA, É. A.; OLIVEIRA, G. C.; DE FERREIRA M. M.; SERAFIM M. E. Plant-available soil water capacity: estimation methods and implications. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, p. 464-475, 2014.

SILVEIRA, R.L.V.A.; HIGASHI, E. N.; GONÇALVES, A. N.; MOREIRA, A. Avaliação do estado nutricional do *Eucalyptus*: Diagnose visual, foliar e suas interpretações. In:

GONÇALVES, J. L. M.; BENEDETTI, V. **Nutrição e fertilização florestal**. Piracicaba: IPEF, 2005, p. 79-104.

SIQUEIRA, J.; SAGGIN-JÚNIOR, O. Dependency on arbuscular mycorrhizal fungi and responsiveness of some Brazilian native woody species. **Mycorrhiza**, v. 11, n. 5, p. 245–255, 1 out. 2001. <https://doi.org/10.1007/s005720100129>.

SIX, J; BOSSUYT, H; DEGRYZE, S; DENEFF, K. A history of research on the link between (micro)aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. **Soil and Tillage Research**, v. 79, n. 1, p. 7–31, set. 2004. <https://doi.org/10.1016/j.still.2004.03.008>.

SMITH, S. E.; SMITH, F. A. Fresh perspectives on the roles of arbuscular mycorrhizal fungi in plant nutrition and growth. **Mycologia**, v. 104, n. 1, p. 1–13, jan. 2012. <https://doi.org/10.3852/11-229>.

VAN AARLE, I. M.; SÖDERSTRÖM, B.; OLSSON, P. A. Growth and interactions of arbuscular mycorrhizal fungi in soils from limestone and acid rock habitats. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 35, n. 12, p. 1557–1564, dez. 2003. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(03\)00248-7](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(03)00248-7).

VAZ, C. M.P.; MANIERI, J. M.; DE MARIA, I. C.; TULLER, M. Modeling and correction of soil penetration resistance for varying soil water content. **Geoderma**, v. 166, n. 1, p. 92–101, out. 2011. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.07.016>.

VENTURIN, N.; DUBOC, E.; VALE, F. R. do; DAVIDE, A. C. Adubação mineral do angico-amarelo (*Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub.). **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 34, n. 3, p. 441–448, mar. 1999. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X1999000300016>.

VILELA, L. A. F.; SAGGIN-JÚNIOR, O. J.; PAULINO, H. B.; SIQUEIRA, J. O. Fungo micorrízico arbuscular na atividade microbiana e agregação de um Latossolo Vermelho de Cerrado submetido às sucessões de culturas. **Ciênc. Agrotec.**, n. 1, p. 9, 2014. .

WRIGHT, S. F.; FRANKE-SNYDER, M.; MORTON, J. B.; UPADHYAYA, A. Time-course study and partial characterization of a protein on hyphae of arbuscular mycorrhizal fungi during active colonization of roots. **Plant and Soil**, v. 181, n. 2, p. 193–203, abr. 1996. <https://doi.org/10.1007/BF00012053>.

WRIGHT, S F; UPADHYAYA, A. A survey of soils for aggregate stability and glomalin, a glycoprotein produced by hyphae of arbuscular mycorrhizal fungi. **Plant and Soil**, v. 198 p. 11, 1998.

WUBS, E. R. J.; VAN DER PUTTEN, W. H.; BOSCH, M.; BEZEMER, T. M. Soil inoculation steers restoration of terrestrial ecosystems. **Nature Plants**, v. 2, n. 8, p. 16107, ago. 2016. <https://doi.org/10.1038/nplants.2016.107>.

RODRÍGUEZ, Y. Y.; PÉREZ, L. A.; CARMONA, A. M.; PÉREZ, Y. M.; GARCÍA, L. R. M.; SUÁREZ, K. F. Alternativa de la técnica de tinción para determinar la colonización micorrízica. **Cultivos Tropicales**, v. 36, n. 2, p. 5, 2015.

YOUNG, I. M. Biophysical interactions at the root–soil interface: a review. **The Journal of Agricultural Science**, v. 130, n. 1, p. 1–7, fev. 1998.
<https://doi.org/10.1017/S002185969700498X>.

ZAGO, V. C. P.; DAS DORES, N. C.; WATTS, B. A. Strategy for phytomanagement in an area affected by iron ore dam rupture: A study case in Minas Gerais State, Brazil. **Environmental Pollution**, v. 249, p. 1029–1037, jun. 2019.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.03.060>.

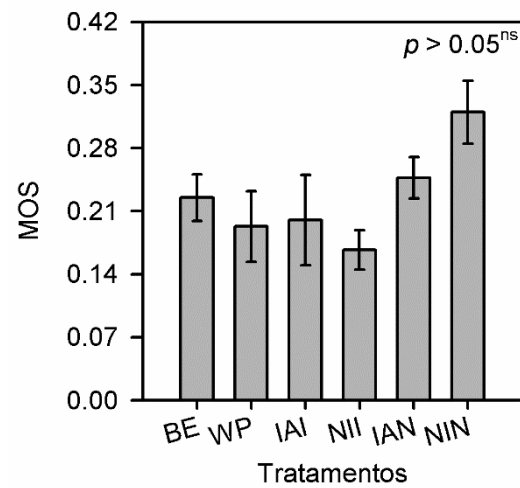
Apêndice A

Figura A – Resultado do teste de Dunnett comparando teor de matéria orgânica do solo (MOS) nos tratamentos (IAI, NII, IAN, NIN) com os controles BE (antes do experimento) e WP (sem planta).

Apêndice B

Tabela A – Teores foliar de macronutrientes quantificados nas folhas de *P. dubium* em cada tratamento, sendo IAI – Inoculação de FMAs na semente em viveiro e no plantio em vaso, IAN – Inoculação na semente e não-inoculado no plantio, NII – inoculado apenas no plantio e NIN – não inoculado nem na semente, nem no plantio.

		N (g kg ⁻¹)			Ca (g kg ⁻¹)		
		Vaso			Vaso		
Viveiro	I	N	média	I	N	média	
IA	39,3±1,87 ^{aA}	41,8±2,40 ^{aA}	40,5±1,50	16,4±0,656	13,8±0,792	15,1±0,609	
NI	40,7±1,71 ^{aA}	32,9±2,85 ^{bB}	36,8±1,93	16,9±0,639	14,4±0,425	15,6±0,507	
média	40,0±1,25	37,3±2,14		16,6±0,445 ^A	14,1±0,438 ^B		
		P (g kg ⁻¹)			Mg (g kg ⁻¹)		
		Vaso			Vaso		
Viveiro	I	N	média	I	N	média	
IA	1,30±0,099	1,37±0,105	1,34±0,070	1,74±0,138	1,63±0,047	1,68±0,071	
NI	1,25±0,070	1,22±0,103	1,24±0,060	1,95±0,101	1,80±0,076	1,87±0,064	
média	1,28±0,059	1,30±0,074		1,84±0,087	1,72±0,049		
		K (g kg ⁻¹)			S (g kg ⁻¹)		
		Vaso			Vaso		
Viveiro	I	N	média	I	N	média	
IA	9,68±0,842	9,26±0,678	9,47±0,522	2,30±0,126	2,13±0,130	2,22±0,090	
NI	7,97±0,484	8,16±0,732	8,07±0,422	2,21±0,054	1,97±0,133	2,09±0,077	
média	8,82±0,523	8,71±0,503		2,26±0,067	2,05±0,092		

Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de significância. Letras minúsculas comparam inoculação em viveiro e letras maiúsculas a inoculação no plantio.

Apêndice C

Tabela B – Teores de micronutrientes quantificados nas folhas de *P. dubium* em cada tratamento, sendo IAI – Inoculação de FMAs na semente em viveiro e no plantio em vaso, IAN – Inoculação na semente e não-inoculado no plantio, NII – inoculado apenas no plantio e NIN – não inoculado nem na semente, nem no plantio.

Viveiro	Cl (mg kg ⁻¹)			Mn (mg kg ⁻¹)		
	Vaso			Vaso		
	I	N	média	I	N	média
IA	220±14,96	221±24,18	221±13,33	519±50,21	437±45,30	478±34,42
NI	232±29,24	265±18,02	248±17,02	403±25,22	391±43,75	397±24,31
média	226±15,38	243±15,65		461±31,48	414±30,92	
Viveiro	Zn (mg kg ⁻¹)			Cu (mg kg ⁻¹)		
	Vaso			Vaso		
	I	N	média	I	N	média
IA	12,2±1,21	11,2±1,20	11,7±0,83 a	1,87±0,484	1,96±0,392	1,91±0,300
NI	7,94±0,36	8,77±0,66	8,36±0,38 b	1,06±0,344	1,22±0,395	1,14±0,253
média	10,1±0,85	9,97±0,74		1,46±0,307	1,59±0,286	

Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de significância. Letras minúsculas comparam inoculação em viveiro e letras maiúsculas a inoculação no plantio.

Apêndice D

Tabela C – Teores de metais quantificados nas folhas de *P. dubium* em cada tratamento, sendo IAI – Inoculação de FMAs na sementeira em viveiro e no plantio em vaso, IAN – Inoculação na sementeira e não-inoculado no plantio, NII – inoculado apenas no plantio e NIN – não inoculado nem na sementeira, nem no plantio.

Al (mg kg⁻¹)				Ni (mg kg⁻¹)		
Vaso				Vaso		
Viveiro	I	N	média	I	N	média
IA	146±7,48	142±13,3	144±7,36	0,697±0,095	0,173±0,100	0,435±0,098 b
NI	147±11,1	155±12,3	151±8,05	1,051±0,104	0,221±0,084	0,636±0,132 a
média	146±6,44	149±8,90		0,874±0,084 A	0,197±0,063 B	
Cd (mg kg⁻¹)				Cr (mg kg⁻¹)		
Vaso				Vaso		
Viveiro	I	N	média	I	N	média
IA	0,123±0,005	0,113±0,008	0,118±0,005	0,507±0,053	0,419±0,087	0,463±0,050
NI	0,119±0,007	0,106±0,008	0,112±0,005	0,553±0,080	0,337±0,088	0,445±0,065
média	0,121±0,004	0,109±0,006		0,530±0,047	0,378±0,061	

Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de significância. Letras minúsculas comparam inoculação em viveiro e letras maiúsculas a inoculação no plantio.

Artigo 3 - A inoculação de fungos micorrízicos arbusculares nativos em espécies arbóreas acelera a recuperação de tecnossolo formado por rejeito da mineração de ferro?

Resumo

A movimentação e deposição de rejeito da mineração de ferro misturado a solo e outros materiais, após o rompimento da Barragem de Fundão, em Mariana-MG degradou áreas de preservação permanente ao longo dos rios Gualaxo e Do Carmo, afluentes formadores do Rio Doce e deu origem a um tecnossolo, que recobriu a camada de solo original. O presente estudo utilizou fungos micorrízicos arbusculares nativos, encontrado no tecnossolo formado, na inoculação durante a semeadura no viveiro das arbóreas *Cedrela fissilis* e *Triplaris americana* e no momento do plantio dessas mudas em vaso contendo o tecnossolo. Buscou-se avaliar se a inoculação com esses FMAs pode favorecer o desenvolvimento vegetal e se, a inoculação e a presença das plantas, podem auxiliar na melhoria de condições físicas do tecnossolo. Os tratamentos foram organizados em esquema fatorial 2x2 considerando fator inoculação na semeadura sendo IA inoculado e NI, não inoculado no viveiro e inoculação no plantio do vaso, sendo I (inoculado) e N (não-inoculado). A inoculação micorrízica em viveiro, no momento da semeadura (IA), aumentou a colonização em *C. fissilis*, o que pode auxiliar na adaptação dessa espécie micotrófica em campo. A espécie *T. americana* mostrou-se não micotrófica, e houve redução da colonização micorrízica após o plantio em vaso. A presença das plantas, aliado ou não à inoculação de FMAs, favoreceu a melhoria das condições físicas do tecnossolo, em relação à resistência à penetração, volume de poros bloqueados e microporosidade, o que indica que as raízes e microbiota associada desempenham papel crucial para acelerar a reabilitação.

Palavras-chave: *Cedrela fissilis*. *Triplaris americana*. Propriedades físicas. Porosidade. Resistência à penetração. Comprimento de micélio.

1. Introdução

A recuperação de áreas degradadas é um processo compensatório exigido por lei no Brasil quando há dano ao ecossistema promovido por atividades antrópicas como a exploração mineral. Essa exigência consta no artigo 225, § 2º, da Constituição Federal Brasileira (http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicao.htm).

No termo de acordo de ajuste de conduta assinado por diversas instituições e representações do poder público após o rompimento de barragem de rejeito de mineração de ferro, conhecida como Barragem de Fundão, localizada no município de Mariana-MG, consta o compromisso de recuperação de 2000 ha impactados pelo desastre (TTAC, 2016 disponível em <https://www.samarco.com/wp-content/uploads/2016/07/TTAC-FINAL.pdf>).

A perda de área de floresta Atlântica, considerada um *hotspot* de biodiversidade (MYERS et al. 2000), foi estimada em cerca de 460 ha, além de outros 1176 ha de áreas que foram diretamente impactadas pela deposição de material advindo da barragem (OMACHI et al. 2018). A deposição do rejeito misturado a outros resíduos carreados pela onda de lama formou uma camada sobre o solo original, que varia de poucos centímetros a mais de dois metros desde o local da barragem em Bento Rodrigues até a Usina Risoleta Neves em um trecho de aproximadamente 100 km. A esse solo denominamos tecnossolo (SCHAEFER et al., 2016), pela origem tecnológica ligada à exploração mineral (ROSSITER, 2007).

Para reabilitação dessas áreas, inicialmente como ação emergencial foram plantadas espécies leguminosas e gramíneas de rápido crescimento. Isso possibilitou a entrada de carbono no sistema que iniciava seu processo de reabilitação e o início da retomada dos serviços ecossistêmicos no solo (BATISTA et al. 2020). Resultados nas comunidades de fungos em geral e de fungos micorrízicos arbusculares foram documentadas nas áreas em reabilitação afetadas pelo rompimento da barragem (KEMMELMEIER, 2018; PRADO et al., 2019). A presença de FMAs auxilia as plantas na adaptação e sobrevivência nesse novo substrato (DAVIDSON et al. 2016, NEUENKAMP et al. 2019) e estimula a microbiota associada contribuindo para o processo de sucessão trófica (VAN AARLE et al. 2003; MARRS, 2016).

Para uma segunda etapa do projeto de restauração ecológica das áreas afetadas, está prevista a revegetação com o uso de espécies arbóreas nativas. Grande parte do tecnossolo está localizado em planícies fluviais próximas às margens dos corpos d'água, consideradas pela legislação áreas de preservação permanente (CARMO et al., 2017). A revegetação destas áreas é de fundamental para qualidade da água por evitar a erosão (PIRES et al. 2017). O conhecimento de espécies arbóreas nativas que possuem capacidade de se desenvolver e colonizar o tecnossolo pode auxiliar no sucesso do plantio em campo e acelerar a reabilitação desse ambiente (CRUZ et al. 2020, DE MATOS et al. 2020).

Dentre as espécies arbóreas, *Cedrela fissilis* Vell. (família Meliaceae) e *Triplaris americana* (família Polygonaceae) apresentam potencial para uso em áreas afetadas pela deposição do rejeito da mineração de ferro. *Cedrela fissilis*, conhecido como cedro, cedro-rosa, cedro-vermelho, cedro-cetim ou cedro-da-várzea, é uma espécie clímax dependente de luz, característica de florestas semi-decíduas (LORENZI, 2002) e já foi relatado sua

relação com fungos micorrízicos arbusculares, sendo considerada espécie micotrófica (CARNEIRO et al. 1998, SIQUEIRA e SAGGIN-JÚNIOR, 2001). *Triplaris americana* L. (família Polygonaceae), conhecida como pau-formiga, formigueiro, pau-de-novato ou novateiro, é uma planta perenifólia encontrada em matas ciliares por sua preferência por solos úmidos ocorrendo em formações florestais primárias e secundárias (LORENZI, 2002). Em estudo com coletada em ambiente natural em Cuba, foi relatada ausência de estruturas de FMAs em suas raízes (FERRER e HERRERA, 1985).

O tecnossolo oriundo do material depositado após o rompimento da barragem de rejeito de ferro tem limitações à agregação, como o tamanho de partículas (predominantemente areia fina e silte), o baixo teor de matéria orgânica, o alto teor de Na e a mineralogia com predominância de hematita, goethita, caulita e quartzo (SILVA et al., 2016, ALMEIDA et al. 2018, QUEIROZ et al. 2018, SANTOS et al., 2019). A utilização da simbiose entre as raízes de plantas e fungos micorrízicos arbusculares é uma estratégia importante para a planta suportar estresses abióticos. A inoculação com FMAs pode ser alternativa interessante para auxiliar a planta em seu estabelecimento e desenvolvimento. A simbiose micorrízica tem papel reconhecido na melhoria das condições físicas do solo atuando na agregação (RILLIG et al. 2015). Sua presença tende a favorecer o desenvolvimento radicular e a infiltração da água, amenizando problemas advindos do escoamento superficial e contínua remoção de material depositado para os cursos d'água (GRAF et al. 2019).

O presente estudo tem como hipótese que a inoculação de fungos micorrízicos arbusculares nativos na semeadura em viveiro ou no momento do plantio das mudas das espécies *Cedrela fissilis* e *Triplaris americana* podem auxiliar na melhoria de condições físicas do tecnossolo favorecendo o desenvolvimento vegetal. Portanto, os objetivos deste estudo foram avaliar a inoculação com fungos micorrízicos arbusculares nativos no desenvolvimento de *Cedrela fissilis* e a *Triplaris americana* e na melhoria de propriedades físicas do tecnossolo.

2. Material e Métodos

2.1. Implantação e condução dos experimentos

As mudas de *Cedrela fissilis* (cedro) e *Triplaris americana* (pau-formiga) foram produzidas em tubetes de 110cm³ em substrato composto de 50% de fibra de coco, 30% de casca de arroz carbonizada e 20% de esterco bovino curtido. As sementes utilizadas foram coletadas em áreas adjacentes às diretamente afetadas pela deposição de rejeito da mineração e ferro oriundo da Barragem de Fundão, em Mariana, Minas Gerais. As mudas permaneceram em viveiro com irrigação automatizada aplicada 4 vezes ao dia. Foram levadas para plantio em vaso com idades respectivas de 240 dias para *C. fissilis* e 252 dias para *T. americana*. Cada espécie foi plantada como um experimento independente, recebendo os mesmos tratamentos e foram conduzidas em casa de vegetação no Departamento de Solos da Universidade Federal de Lavras, Brasil.

Os vasos utilizados foram de 4 dm³ contendo aproximadamente 6 kg de tecnossolo coletado em área onde houve deposição de rejeito de mineração de ferro oriundo da barragem de Fundão (coordenadas 20°17'55,8"S 43°12'19,8"W). As características químicas e de fertilidade do tecnossolo utilizado foram pH (em água)=6,93; K (disponível)=12,96 mg dm⁻³; P (disponível)=4,88 mg dm⁻³; Na=26,94 mg dm⁻³. Ca= 0,89 cmol_c dm⁻³; Mg=0,10 cmol_c dm⁻³; Al=0,03 cmol_c dm⁻³; H+Al=0,83 cmol_c dm⁻³. Soma de bases=1,05 cmol_c dm⁻³. CTC efetiva=1,09 cmol_cdm⁻³; CTC a pH 7,0=1,83; Saturação por bases=57,39%; saturação por alumínio=3,01%; matéria orgânica=0,23 dag kg⁻¹; fósforo remanescente (P-Rem)=47,51 mg L⁻¹; Zn=1,02 mg dm⁻³; Fe=211,55 mg dm⁻³; Mn=162,03 mg dm⁻³ e Cu=1,87 mg dm⁻³. O teor disponível de alguns metais (extração por Mehlich 1) foi: Ni=0,411 mg kg⁻¹, Cd=0,008 mg kg⁻¹, Cr=0,073 mg kg⁻¹, e Pb=0,096 mg kg⁻¹. A análise granulométrica do material mostrou a seguinte composição: 82 g kg⁻¹ de argila, 358 g kg⁻¹ de silte e 560 g kg⁻¹ de areia (aproximadamente 65% de areia fina), sendo classificado como franco-arenoso.

Foi realizada adubação com aplicação de 40 mL de solução nutritiva contendo 82,06 g L⁻¹ de NH₄H₂PO₄; 141,73 g L⁻¹ de KNO₃; 11,33 g L⁻¹ de Mg(NO₃)₂ e 1,67 g L⁻¹ de H₃BO₃, valores calculados segundo recomendação de Malavolta (1981) para adubação em vaso, reduzindo 70% da menor dosagem de fósforo recomendada para evitar inibição na micorrização.

Os tratamentos não inoculados não foram esterilizados, assim como não houve esterilização do substrato utilizado anteriormente na produção das mudas. O substrato utilizado em viveiro continha inicialmente 1,75 esporos de FMAs cm^{-3} , já no tecnossolo utilizado no vaso foi verificada densidade inicial média de 0,93 esporos g^{-1} .

O inóculo utilizado, contendo cerca de 8 esporos g^{-1} , foi produzido por multiplicação em cultivo armadilha por sete meses. Como fonte inicial de propágulos de FMAs, foi utilizado tecnossolo coletado na camada de 0-15 cm em área revegetada com mix de sementes, contendo gramíneas e leguminosas, no distrito de Pedras, em Mariana-MG (coordenadas 20°16'21,4"S, 43°12'06,2"W). No cultivo armadilha, a espécie hospedeira foi a *Urochloa brizantha* e o substrato foi composto de areia e solo autoclavados (proporção 1:1). Os morfotipos de fungos micorrízicos arbusculares identificados no inóculo após a multiplicação foram: *Glomus sp1*, *Glomus sp2*, *Glomus sp3*, *Glomus sp4*, *Glomus sp5*, *Glomus sp6*, *Glomus globiferum*, *Glomus glomerulatum*, *Rhizophagus irregularis*, *Rhizophagus fasciculatus*, *Rhizophagus clarus*, *Rhizophagus sp.*, *Diversispora spurca*, *Acaulospora morrowiae*, *Acaulospora sp1*, *Gigaspora decipiens*, *Gigaspora sp1*, *Paraglomus sp1*.

Nas inoculações realizadas, tanto em viveiro como no plantio em vaso, foi aplicado volume de inóculo equivalente à aplicação de 150 esporos de FMAs por planta contendo as espécies de FMAs descritas acima, mais hifas e raízes colonizadas que também atuam como propágulos.

Os tratamentos foram organizados em esquema fatorial 2x2 com cinco repetições considerando fator inoculação na semeadura sendo IA inoculado e NI, não inoculado no viveiro e inoculação no plantio do vaso, sendo I (inoculado) e N (não-inoculado). Resultando, portanto, nas seguintes combinações: IAI – Inoculada na semeadura e no plantio; IAN – inoculada na semeadura, mas não inoculada no plantio em vaso; NII – não inoculado na semeadura, porém inoculado no plantio em vaso; e NIN – não inoculado na semeadura, nem no plantio em vaso.

Foi mantida drenagem livre para a água. A irrigação foi feita manualmente de forma a manter a umidade próxima a 60% da capacidade de campo do tecnossolo.

2.2. Desenvolvimento das plantas

Após o plantio em vaso, a cada quinze dias, foram medidos altura (com régua graduada) e diâmetro do coleto (com paquímetro digital) das mudas para acompanhamento do crescimento.

Aos 150 dias após o plantio, foi realizada separação de parte aérea e raiz. Caules e folhas foram separados e levados para secagem em estufa com circulação de ar a 70°C. Após a secagem até massa constante, foi feita pesagem para determinação da matéria seca da parte aérea (MSPA). As raízes foram lavadas e foi amostrada aproximadamente 1 g em cada repetição para análise da taxa de colonização micorrízica. O restante do material radicular foi seco em estufa nas condições mencionadas, para posterior pesagem e determinação da matéria seca da raiz (MSR).

Os cálculos de crescimento relativo em altura e diâmetro foram realizados pela fórmula proposta por Carneiro (1995):

$$\text{Crescimento relativo (\%)} = \frac{\text{Medida ao final do experimento} - \text{medida no plantio}}{\text{medida no plantio}} \cdot 100$$

2.3. Variáveis micorrízicas

Imediatamente antes do plantio em vaso, foram amostradas quatro mudas de inoculadas em viveiro (IA) e quatro não inoculadas (NI) de cada espécie para determinação da taxa de colonização micorrízica inicial (PHILLIPS e HAYMAN 1970; GIOVANNETTI e MOSSE, 1980; RODRÍGUEZ et al. 2015). A colonização micorrízica média encontrada em *C. fissilis* foi de 78,13% em IA e 32,47% em NI, sendo diferentes estatisticamente ($p < 0,05$). Em *T. americana*, a colonização micorrízica média em IA foi 14,20% e em NI foi de 12,13%, não sendo significativamente diferentes ($p > 0,05$).

Para determinação da colonização micorrízica nas raízes, foi realizado processo de descoloração das mesmas com KOH (10%) e H₂O₂ (10%) e posterior coloração com tinta Parker® em solução de HCl (1%) (PHILLIPS e HAYMAN 1970, RODRÍGUEZ et al. 2015). A contagem foi realizada em placa reticulada em microcópico estereoscópico (GIOVANNETTI e MOSSE, 1963).

A determinação da densidade de esporos de FMAs no tecnossolo foi realizada pela técnica de peneiramento úmido (GERDEMANN e NICOLSON, 1963) seguida de

centrifugação em água e sacarose 50% (JENKINS, 1964). O micélio extrarradicular foi extraído pela técnica de filtragem em membrana e determinado o comprimento g^{-1} de solo seco pelo método da interseção com linhas de grade um microscópio óptico conforme proposto por Melloni e Cardoso (1999) e Rubin e Stürmer (2015). No controle BE (before experiment) não foi determinado o comprimento de micélio extrarradicular pelas condições de transporte e armazenamento do tecnossolo antes do experimento não permitirem a conservação das hifas fúngicas.

2.4. Propriedades físicas

Para determinação de algumas propriedades físicas, amostras indeformadas de solo em cilindro volumétrico foram coletadas em cada vaso utilizando amostrador de Uhland e armazenadas envoltas em plástico filme. Posteriormente, foram preparadas para determinação de densidade do solo – DS, pelo método do cilindro volumétrico (GROSSMAN e REINSCH, 2002). A porosidade calculada (Pcal) foi obtida pela equação: $P_{cal} = 1 - (DS/D_p)$, na qual a densidade de partículas (D_p) foi $3,0 \text{ kg dm}^{-3}$, determinada por estudos anteriores no tecnossolo (COSTA et al. 2018). A porosidade determinada (Pdet) foi estimada pela umidade de saturação, para a qual se utilizou a relação entre massa de água retida na amostra saturada e a massa de solo seco em estufa por 24h a 105°C , e considerando a densidade da água como $1,0 \text{ g cm}^{-3}$. O volume de poros bloqueados (Pbloq) foi obtido pela diferença entre Pcal e a Pdet. A microporosidade (Micro) determinada pelo equilíbrio da amostra indeformada ao potencial matricial de $-0,006 \text{ MPa}$ em Funis de Büchner e cálculo da umidade volumétrica nessa condição. A macroporosidade (Macro) foi obtida por diferença entre a Pdet e a Micro. Os procedimentos foram descritos em Almeida et al. (2017) e adaptados de Richards (1965).

Para o teste de resistência à penetração, as amostras foram levadas à mesa de tensão ajustada a $-0,010 \text{ MPa}$ para equilíbrio do potencial matricial próximo à capacidade de campo (SILVA et al., 2014), recomendada para essa avaliação (VAZ et al., 2011). A resistência à penetração foi determinada utilizando penetrógrafo digital de bancada marca Marconi (modelo MA 933) com ponteira do tipo cone circular, com ângulo de penetração de 45° , diâmetro de 3.84 mm e penetração a velocidade constante de 10 mm min^{-1} . A força registrada pelo equipamento foi convertida em resistência à penetração (PR) pela equação apresentada por Serafim et al. (2013):

$$RP = \frac{M \cdot g}{(\pi r^2 / \cos 45^\circ)} \cdot \frac{1}{106}$$

Onde RP é a resistência a penetração (MPa); M é a massa do aparato (kg); g é a aceleração da gravidade (9,806648 m s⁻²); π é 3,1415926; r é o raio do cone circular reto (0,00192 m); e cos45 é cosseno do ângulo de 45° do cone (0,7071).

Os dados foram submetidos a teste de normalidade (Shapiro-Wilk) e homogeneidade de variâncias (Levene) seguida de ANOVA. Quando houve significância, foi aplicado teste de Tukey para comparação entre tratamentos e Dunnett para comparação com controles. Os outliers, determinados pela distância de Cook, foram retirados. Foi utilizado o programa SISVAR (Ferreira 2011) e software R (R team Core) para análise dos dados.

3. Resultados

3.1. Colonização, densidade de esporos e comprimento de micélio extraradicular

A colonização e a densidade de esporos mostraram diferenças significativas entre os tratamentos na espécie *C. fissilis* (Tabela 1 e 2). A colonização micorrízica foi maior nos tratamentos inoculados em viveiro (IA), chegando a ser mais de 300% superior em relação às mudas que não receberam o inóculo na semeadura em viveiro (NI). A densidade de esporos apresentou comportamento inverso, sendo maior nos tratamentos não inoculados em viveiro (NI), porém, para todos os tratamentos, a densidade de esporos aumentou em relação à condição inicial, porém permaneceu baixa, o que mostra que não houve estímulo à esporulação dos FMAs no período do experimento. Já nos resultados de comprimento de micélio extraradicular, não houve diferença significativa pela aplicação de inóculo de FMAs, porém a média dos tratamentos inoculados no plantio em vaso (I) superaram aqueles que não receberam inóculo de FMAs no momento do plantio em vaso (N).

Tabela 1 – Colonização micorrízica nos diferentes tratamentos em *C. fissilis* e *T. americana*. Sendo: IAI – inoculado na sementeira e no plantio, IAN – inoculado na sementeira e não-inoculado no plantio, NII – não-inoculado na sementeira e inoculado no plantio, NIN – não-inoculado nem na sementeira nem no plantio.

<i>Cedrela fissilis</i>			
Inoculação em viveiro	I	N	Média
IA	35.1±2.89	36.4±2.73	35.7±1.93 a
NI	11.2±1.70	11.4±1.51	11.3±1.09 b
Média	23.2±3.68	23.9±3.70	
<i>Triplaris americana</i>			
IA	0.429±0.14 bA	0.141±0.07 aA	0.285±0.09
NI	1.524±0.19 aA	0.267±0.11 aB	0.896±0.20
Média	0.976±0.19	0.204±0.07	

Os valores apresentados são as médias com seus respectivos erros-padrão. Médias seguidas por letras diferentes diferem entre si pelo teste de Tukey ($p < 0.05$). Letras minúsculas comparam na coluna e letras maiúsculas nas linhas.

Em *T. americana*, a colonização micorrízica foi maior quando houve inoculação no plantio em vaso, no entanto apresentou valores bastante baixos, o que indica que a espécie não apresenta micotrofia. Houve inexpressivo aumento na densidade de esporos no tecnossolo em relação ao início do experimento, quando foi estimada densidade de 1,16 esporos de FMA g^{-1} de solo. O comprimento de micélio extrarradicular foi estimulado pela inoculação no plantio em vaso e no caso de *T. americana*, com diferença significativa entre os tratamentos.

Tabela 2 – Densidade de esporos de FMAs e comprimento de micélio total nos tratamentos. Sendo: IA – Inoculação na sementeira em viveiro, NI – não inoculado na sementeira, I – inoculado no plantio em vaso e N – não inoculado no plantio em vaso.

Espécies	Variáveis	Tratamentos			
		Inoculação em viveiro		Inoculação em vaso	
		IA	NI	I	N
<i>C. fissilis</i>	Densidade esporos ($n^{\circ} g^{-1}$)	1,99±0,09 ^b	2,81±0,16 ^a	2,48±0,15	2,32±0,18
	Micélio (m g^{-1} solo)	5.75±0.78	4.95±0.73	6.02±0.92	4.69±0.48
<i>T. americana</i>	Densidade esporos ($n^{\circ} g^{-1}$)	1,45±0,13	1,65±0,17	1,51±0,15	1,59±0,16
	Micélio (m g^{-1} solo)	3.83±0.37	3.81±0.28	4.43±0.26 ^A	3.21±0.28 ^B

Os valores apresentados são as médias com seus respectivos erros-padrão. As médias que não apresentam letras não diferem entre si pelo teste de Tukey. Médias seguidas por letras diferentes nas linhas ou colunas diferem entre si pelo teste de Tukey ao nível de 5% ($p < 0,05$). Letras minúsculas comparam as médias na inoculação em viveiro e letras maiúsculas comparam as médias na inoculação no plantio.

Em todos os tratamentos nas duas espécies o comprimento de micélio extrarradicular superou o controle mantido sem planta e inoculação (WP, Figuras 1A e 1B).

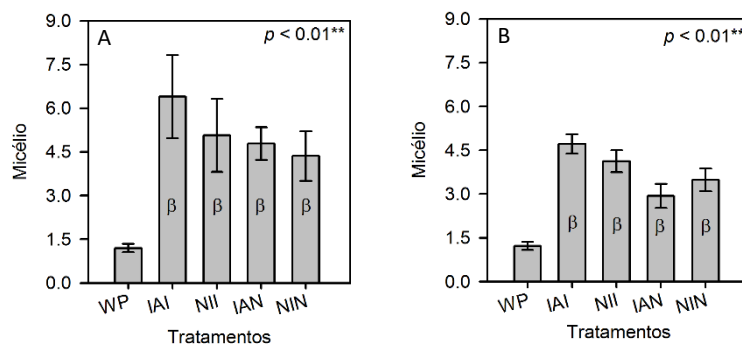


Figura 1 – Resultados do teste de Dunnett contrastando tratamentos e controle mantido sem planta (WP) para comprimento de micélio extrarradicular (m g⁻¹ solo seco) para *C. fissilis* (A) e *T. americana* (B). Sendo: IAI – inoculado na semente e no plantio, IAN – inoculado na semente e não-inoculado no plantio, NII – não-inoculado na semente e inoculado no plantio, NIN – não-inoculado nem na semente nem no plantio.

Essa variável é uma estimativa do comprimento micelial extrarradicular total (metros) em um grama de amostra do tecnossolo seco e diz respeito a hifas de diferentes fungos filamentosos, não se restringindo apenas aos FMAs. O plantio das duas espécies no tecnossolo estimularam o aumento na quantidade de hifas presentes no tecnossolo, o que indica uma melhora nas condições biológicas desse substrato pelo aumento na área de influência da micorrizosfera, que pode vir a ter interferência benéfica em outras propriedades.

3.2. Crescimento vegetal

Considerando as variáveis de crescimento avaliadas, não houve resposta à inoculação com fungos micorrízicos arbusculares ($p > 0,05$) em *C. fissilis* ao final do experimento (Tabela A, material suplementar). Em *T. americana* (Tabela 3), apenas o IQD foi maior quando houve inoculação no plantio em vaso.

O valores finais das variáveis de crescimento em *C. fissilis* não foram estatisticamente diferente, porém foram observadas diferenças entre os tratamentos no crescimento relativo em altura das plantas, sendo que a maior percentagem foi obtida em NII, indicando que a inoculação no plantio em vaso provavelmente favoreceu o crescimento em altura nessa espécie (Tabela A, material suplementar).

Tabela 3 – Altura, diâmetro do coleto (DC), matéria seca da raiz (MSR), matéria seca da parte aérea (MSPA), relação MSPA/MSR, índice de Dickson (ID) em *Triplaris americana* (Pau-formiga). Sendo: IA – Inoculação na sementeira em viveiro, NI – não inoculado na sementeira, I – inoculado no plantio em vaso e N – não inoculado no plantio em vaso.

Variáveis	Tratamentos			
	Inoculação em viveiro		Inoculação em vaso	
	IA	NI	I	N
Altura (cm)	11,9±0,68	11,8±0,27	11,4±0,51	12,4±0,48
Diâmetro do coleto (mm)	6,02±0,14	6,04±0,22	6,16±0,20	5,91±0,16
Cresc. Relativo em Altura (%)	50,7±6,85	46,0±6,79	44,2±6,74	52,5±6,78
Cresc. relativo em diâmetro (%)	59,1±6,09	48,8±5,48	57,8±7,40	50,1±4,15
MSPA (g)	4,16±0,19	4,33±0,22	4,43±0,19	4,06±0,20
MSR (g)	7,28±0,44	8,07±0,40	7,99±0,43	7,37±0,42
MSPA/MSR	0,576±0,04	0,550±0,04	0,553±0,03	0,573±0,04
IQD	4,72±0,34	5,02±0,34	5,37±0,34 A	4,37±0,29 B

Os valores apresentados são as médias com seus respectivos erros-padrão. Médias seguidas por letras diferentes diferem entre si pelo teste de Tukey ($p < 0.05$). Letras maiúsculas comparam I e N dentro de inoculação em vaso.

Ambas as espécies se desenvolveram no tecnossolo sem apresentar mortalidade. Em *C. fissilis*, foi verificada queda generalizada de folhas e morte de gema apical nas primeiras semanas após o plantio nos vasos, isso levou a um comportamento anômalo no desenvolvimento em altura das plantas (Figura 2A), já que a altura foi medida da base da muda até a gema apical viva.

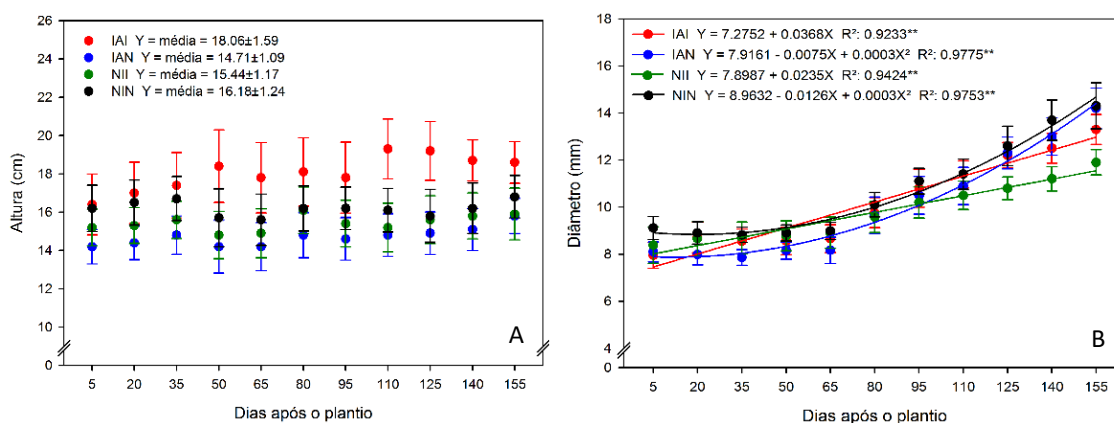


Figura 2 – A) Altura das plantas e B) diâmetro do coleto de *Cedrela fissilis* ao longo do tempo para cada tratamento inoculado ou não com FMAs. Sendo: IAI – inoculado na sementeira e no plantio, IAN – inoculado na sementeira e não-inoculado no plantio, NII – não-inoculado na sementeira e inoculado no plantio, NIN – não-inoculado nem na sementeira nem no plantio.

A morte de ponteiros verificada em *C. fissilis* após o transplântio parece ter afetado menos o tratamento IAI, que manteve incremento em altura, vindo a estabilizar a partir de 50 dias após o plantio das mudas em vaso.

O incremento no diâmetro do coleto das plantas de *C. fissilis* não mostrou evidência de influência das inoculações micorrízicas aplicadas. Os tratamentos IAI e NII tiveram comportamento ascendente retilíneo, já IAN e NIN tiveram ajuste quadrático indicando que, no início do experimento, as médias iniciais dessa variável mantiveram-se estáveis e que, ao longo do tempo, a velocidade de crescimento em diâmetro aumentou mais nesses tratamentos em relação aos demais.

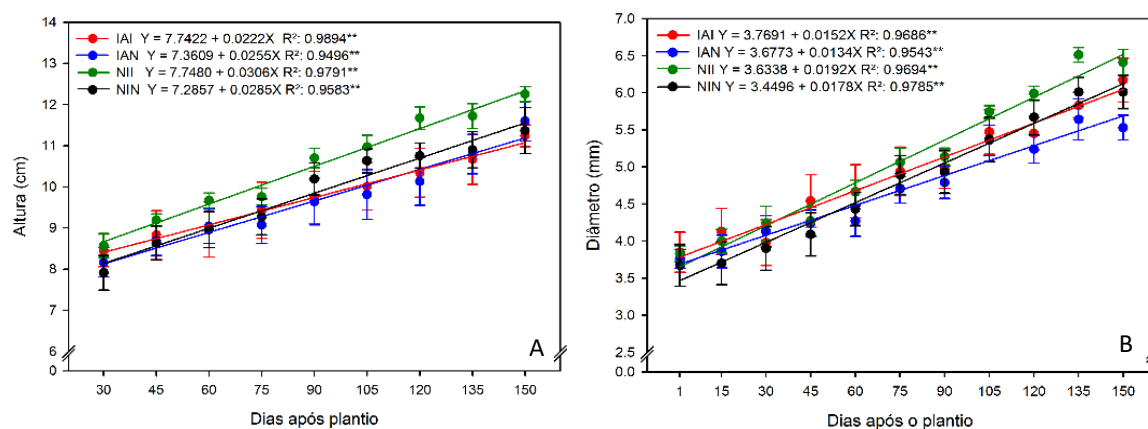


Figura 3 – A) Altura das plantas e B) diâmetro do coleto de *Triplaris americana* ao longo do tempo para cada tratamento inoculado ou não com FMAs. Sendo: IAI – inoculado na semente e no plantio, IAN – inoculado na semente e não-inoculado no plantio, NII – não-inoculado na semente e inoculado no plantio, NIN – não-inoculado nem na semente nem no plantio.

Pelo desenvolvimento em altura (Figura 2A) e diâmetro do coleto (Figura 2B) das plantas de *T. americana*, nota-se que a inoculação micorrízica alterou pouco o comportamento nessa espécie. A aplicação de inóculo no plantio em vaso aparentemente favoreceu tanto o desenvolvimento em altura quanto em diâmetro de NII, que não havia recebido o inóculo em viveiro.

3.3. Propriedades físicas do tecnossolo de rejeito da mineração e ferro

3.3.1. Comparações com os controles

Após o período de cultivo de *C. fissilis* no tecnossolo em vaso foi possível observar diferenças significativas em variáveis físicas como a densidade do solo (DS),

porosidade calculada (Pcal), volume de poros bloqueados (Pbloq) e a microporosidade (Micro), quando foi feita comparação com os controles BE (“before experiment”, antes do experimento) e WP (“without plant”, vaso mantido sem planta). Esses resultados estão apresentados nas Figuras 4 e 5.

Os valores de DS foram cerca de $0,10 \text{ g cm}^{-3}$ maiores nos tratamentos IAI, NII e NIN, sendo essa uma pequena variação, ainda que tenha diferenciado esses tratamentos do controle WP. Foram menores as médias de Pcal e Pbloq nesses mesmos tratamentos (IAI, NII e NIN) em relação ao controle WP, mas não se diferenciaram de BE (Figura 4A, 4B e 4D). A microporosidade foi significativamente maior no controle BE e nos vasos que receberam cultivo de *C. fissilis* (IAI, NII, IAN e NIN) em relação a WP (Figura 4F).

Para a porosidade determinada (Pdet, Figura C), na macroporosidade (Macro, Figura 4E) e na resistência à penetração (RP, Figura 4G) não foram verificadas diferenças significativas ($p > 0,05$) entre tratamentos e controles.

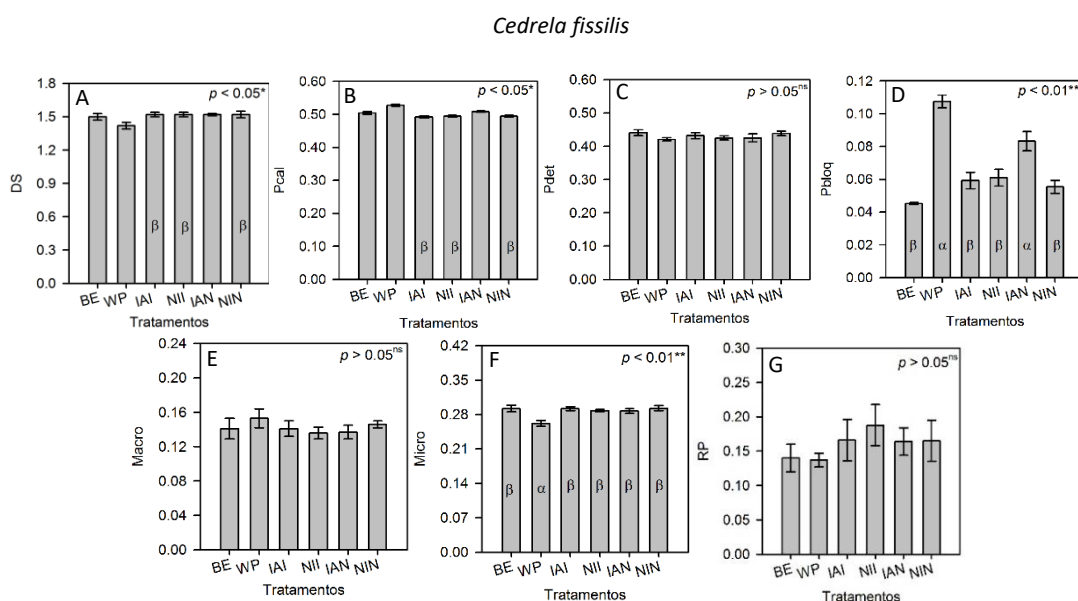


Figura 4 – Resultados do teste de contraste (Dunnett) entre tratamentos aplicados em *C. fissilis* e os controles (BE e WP) para as variáveis: A) densidade do solo (DS, g cm^{-3}), B) porosidade calculada (Pcal, $\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$), C) porosidade determinada (Pdet, $\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$), D) Poros bloqueados (Pbloq, $\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$), E) macroporosidade (Macro, $\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$), F) microporosidade (Micro, $\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$) e G) resistência à penetração (RP). Sendo: IAI – inoculado na semente e no plantio, IAN – inoculado na semente e não-inoculado no plantio, NII – não-inoculado na semente e inoculado no plantio, NIN – não-inoculado nem na semente nem no plantio. Controles: BE – before experiment, amostras coletadas nos vasos antes do plantio, WP (without plant) – vasos mantidos sem plantas durante o período de condução do experimento. Barras indicam as médias e barras de erros referem-se ao erro-padrão da média. Barras sem letras indicam que média não diferiu dos controles BE e WP. Barras das médias com letra grega α diferem do controle BE ($p < 0.05$) pelo teste de Dunnett e barras das médias e com letra grega β diferem do controle WP ($p < 0.05$) pelo teste de Dunnett.

No experimento envolvendo o plantio de *T. americana*, as propriedades físicas que apresentaram diferenças significativas em relação a pelo menos um dos controles foram a microporosidade (Micro, Figura 5D) e resistência à penetração (RP, Figura 5E). Na microporosidade, houve aumento onde houve cultivo de *T. americana* em relação ao controle mantido sem planta (WP), no entanto, os tratamentos não diferiram da média de microporosidade estimada nas amostras coletadas antes do experimento (controle BE). Para resistência à penetração, todos os tratamentos diferiram-se dos controles (BE e WP), o que indica mais sensibilidade desta variável às alterações no tecnossolo após o período de cultivo de *T. americana* nos vasos.

A densidade do solo (DS, Figura 5A), a porosidade determinada (Pdet, Figura 5B) e a macroporosidade (Macro, 5C) não foram propriedades sensíveis às alterações promovidas pelo plantio das mudas de *T. americana* e nem pela inoculação micorrízica.

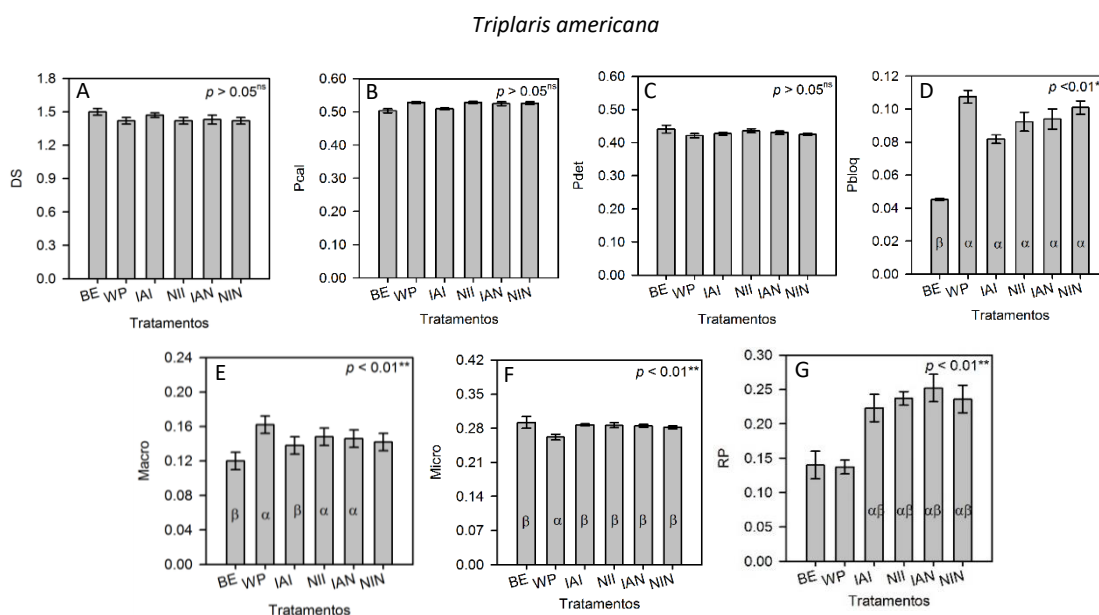


Figura 5 – Resultados do teste de contraste (Dunnett) entre tratamentos aplicados em *T. americana* e os controles (BE e WP) para as variáveis: A) densidade do solo (DS), B) porosidade total (PT), C) macroporosidade (Macro), D) microporosidade (Micro) e E) resistência à penetração (RP). Sendo: IAI – inoculado na semente e no plantio, IAN – inoculado na semente e não-inoculado no plantio, NII – não-inoculado na semente e inoculado no plantio, NIN – não-inoculado nem na semente nem no plantio. Controles: BE – before experiment, amostras coletadas nos vasos antes do plantio, WP (without plant) – vasos mantidos sem plantas durante o período de condução do experimento. Barras indicam as médias e barras de erros referem-se ao erro-padrão da média. Barras sem letras indicam que média não diferiu dos controles BE e WP. Barras das médias com letra grega α diferem do controle BE ($p < 0.05$) pelo teste de Dunnett e barras das médias com letra grega β diferem do controle WP ($p < 0.05$) pelo teste de Dunnett.

3.3.2. Comparações entre tratamentos com plantio

Entre os tratamentos com inoculação de FMAs no viveiro (IAI, IAN) ou no plantio em vaso (NII) ou não-inoculado (NIN) não houve diferenças nas propriedades físicas analisadas no tecnossolo (Tabela 4).

A densidade do solo (DS), porosidade calculada (Pcal), porosidade determinada (Pdet), volume de poros bloqueados (Pbloq), macroporosidade (Macro), microporosidade (Micro) e a resistência à penetração (RP) não foram alteradas com a inoculação micorrízica tanto para o experimento com plantio de *C. fissilis* quanto para *T. americana* considerando o período de 150 dias de condução do experimento (Tabela 4).

Seja em uma espécie micotrófica como *C. fissilis* ou sem micotrofia, como observado em *T. americana*, o período de 150 dias de cultivo das mudas associadas ou não à inoculação com FMAs não foi suficiente para que se verificasse influência da prática de inoculação micorrízica em alterações das propriedades físicas avaliadas no tecnossolo oriundo do rompimento da barragem de rejeito da mineração de ferro.

Em *C. fissilis*, foi observada correlação positiva entre o comprimento de micélio extrarradicular (Micélio) e a densidade do solo ($r=0,690$, $p=0,019$, Figura 6A). Nos resultados dos testes de Dunnett apresentados nas figuras 3A (Micélio) e 4A (DS) essa tendência já pôde ser visualizada. O comprimento de micélio extrarradicular aumentou nos tratamentos (cerca de 70%) em relação aos controles e a densidade também (cerca de 4%, considerando apenas o que diferiram significativamente de WP). Ainda no experimento envolvendo o plantio de *C. fissilis* (Figura 6A), a matéria orgânica do solo (MOS) se correlacionou negativamente com a Micro ($r= -0,670$; $p= 0,023$), a matéria seca da raiz (MSR) com a resistência à penetração RP ($r= -0,640$; $p=0,035$).

Tabela 4 – Densidade do solo (DS), porosidade total (PT), macroporosidade (Macro), microporosidade (Micro) e resistência à penetração (RP) no tecnossolo após o cultivo de *C. fissilis* (resultados à esquerda na tabela) e *T. americana* (resultados à direita na tabela) nos diferentes tratamentos envolvendo a inoculação de FMAs. Sendo: IA – Inoculação na semeadura em viveiro, NI – não inoculado na semeadura em viveiro, I – inoculado no plantio em vaso e N – não inoculado no plantio em vaso.

<i>Cedrela fissilis</i>				
Variáveis	Tratamentos			
	Inoculação em viveiro		Inoculação em vaso	
	IA	NI	I	N
Densidade do solo (kg dm ⁻³)	1.50±0.02	1.52±0.01	1.52±0.02	1.50±0.01
Porosidade calculada (m ³ m ⁻³)	0.500±0.002	0.494±0.001	0.493±0.002	0.501±0.001
Porosidade determinada (m ³ m ⁻³)	0.429±0.007	0.432±0.005	0.429±0.005	0.432±0.007
Poros bloqueados (m ³ m ⁻³)	0.0712±0.0029	0.0582±0.0022	0.0601±0.0024	0.0693±0.0028
Macroporosidade (m ³ m ⁻³)	0.139±0.006	0.141±0.004	0.138±0.006	0.142±0.004
Microporosidade (m ³ m ⁻³)	0.290±0.003	0.290±0.003	0.290±0.003	0.290±0.003
Resistência à penetração (MPa)	0.165±0.01	0.176±0.02	0.177±0.02	0.165±0.02
<i>Triplaris americana</i>				
Variáveis	Tratamentos			
	Inoculação em viveiro		Inoculação em vaso	
	IA	NI	I	N
Densidade do solo (kg dm ⁻³)	1.45±0.02	1.42±0.02	1.44±0.02	1.42±0.02
Porosidade calculada (m ³ m ⁻³)	0.516±0.002	0.527±0.002	0.519±0.002	0.525±0.002
Porosidade determinada (m ³ m ⁻³)	0.429±0.003	0.431±0.004	0.431±0.004	0.428±0.003
Poros bloqueados (m ³ m ⁻³)	0.0879±0.0021	0.0966±0.0025	0.0870±0.0021	0.0974±0.0025
Macroporosidade (m ³ m ⁻³)	0.142±0.004	0.146±0.002	0.145±0.003	0.144±0.003
Microporosidade (m ³ m ⁻³)	0.286±0.002	0.284±0.003	0.287±0.003	0.284±0.002
Resistência à penetração (MPa)	0.238±0.02	0.236±0.01	0.230±0.01	0.244±0.02

Os valores apresentados são as médias com seus respectivos erros-padrão.

No experimento com plantio de *T. americana* houve poucas correlações significativas entre as variáveis analisadas. O comprimento de micélio extrarradicular (Micélio) se correlacionou negativamente com a matéria orgânica ($r = -0,670$, $p = 0,016$) e positivamente com a macroporosidade – Macro ($r = 0,63$, $p = 0,029$). As demais variáveis correlacionadas não apresentaram significância no coeficiente r .

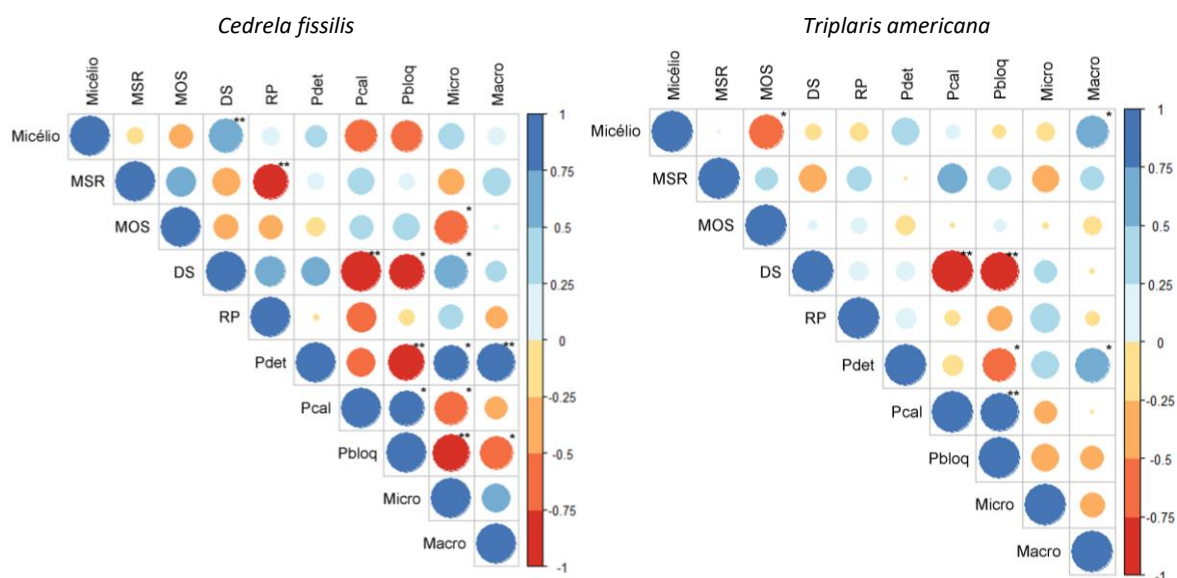


Figura 6 – Correlações de Pearson para os experimentos com plantio de *Cedrela fissilis* e *Triplaris americana* envolvendo as variáveis comprimento de micélio extrarradicular (Micélio), matéria seca da raiz (MSR), matéria orgânica do solo (MOS), e propriedades físicas analisadas. Sendo: DS – densidade do solo, RP – resistência à penetração Pdet – porosidade determinada, Pcal – porosidade calculada, Pbloq – volume de poros bloqueados, Micro – microporosidade, Macro – macroporosidade,. Asteriscos indicam: * r (coeficiente de Pearson) significativo a 5% ($p < 0.05$) e ** r significativo a 1% ($p < 0.01$)

Discussão

3.4. Respostas à inoculação micorrízica e potencial para revegetação do tecnossolo de rejeito da mineração e ferro

As duas espécies plantadas sobre o tecnossolo originário da deposição e rejeito da mineração de ferro sobreviveram durante 150 dias de cultivo em vaso na casa de vegetação, sem apresentar mortalidade, independentemente dos tratamentos. A inoculação micorrízica é apontada como prática que favorece o estabelecimento de plantas e conseqüentemente a revegetação de ambientes degradados (ASMELASH et al. 2016), porém, nestes experimentos em vaso, não observamos esse efeito.

O fornecimento de água e nutrientes durante o período de condução do experimento diminui a possibilidade de resposta à inoculação micorrízica. Aliado a isso, tanto o substrato utilizado em viveiro, quanto o tecnossolo, não foram esterilizados e os propágulos naturalmente existente foram capazes de colonizar as raízes das plantas (Tabela 3). Outras espécies arbóreas tropicais foram capazes de se desenvolver quando plantadas no tecnossolo oriundo da barragem de Fundão (CRUZ et al. 2020, DE MATOS et al. 2020). No entanto, De Matos et al (2020) observaram alterações fisiológicas em espécies arbóreas cultivadas nesse tecnossolo, como maior presença de enzimas antioxidantes, menor taxa fotossintética e redução na eficiência no uso da água. Essas observações indicam que há necessidade de respostas adaptativas das plantas às condições do tecnossolo formado pelo rejeito.

Ainda que não tenham sido verificados efeitos da inoculação micorrízica em *C. fissilis* e *T. americana* nas variáveis de crescimento avaliadas, a simbiose micorrízica tem potencial para auxiliar as plantas frente aos estresses (FAHEY et al., 2016), como no caso da revegetação das áreas afetadas pelo rompimento da barragem. Quando há disponibilidade de água e nutrientes e limitação de espaço de ocupação no vaso, como em cultivos protegidos, a resposta à inoculação micorrízica é menor, já que grande parte dos efeitos diretos da simbiose micorrízica sobre o desenvolvimento vegetal está ligado ao aumento da superfície de absorção de água e nutrientes (MARSCHNER e DELL 1994, BRUNDRETT 2009).

Estudos com inoculação de FMAs realizados em espécies arbóreas tropicais comumente utilizam como controle um substrato esterilizado (POUYÚ-ROJAS e SIQUEIRA 2000; SIQUEIRA e SAGGIN-JÚNIOR 2001; FLORES-AYLAS et al. 2003; POUYU-ROJAS et al. 2006; PASQUALINI et al. 2007; FAHEY et al., 2016). Tal prática faz com que a colonização seja praticamente nula quando não há aplicação de inóculo e acaba se afastando das condições que se encontra normalmente em campo, onde há presença de FMAs e outros microrganismos naturalmente, mesmo que seja em pequena quantidade, como em ambientes perturbados.

C. fissilis já se mostrou altamente responsiva à inoculação micorrízica em experimentos anteriores, no entanto foi observado que apresenta especificidade em relação aos fungos micorrízicos arbusculares beneficiando-se de poucas espécies (POUYU-ROJAS et al. 2006). A resposta vegetal à inoculação com fungos micorrízicos

depende da compatibilidade simbiótica entre as espécies envolvidas (SIQUEIRA e SAGGIN-JÚNIOR 2001).

As espécies *Cedrela fissilis* e *Triplaris americana* apresentaram respostas diferentes à inoculação micorrízica. *C. fissilis* é espécie micotrófica e a inoculação micorrízica no momento da semeadura em viveiro favoreceu o aumento na colonização de suas raízes por FMAs. Após o transplante, *C. fissilis* foi observada menor queda de folhas e morte de ponteiros nas mudas inoculadas em viveiro, o que indica que a inoculação micorrízica teve papel benéfico na adaptação das plantas. Não foi encontrado nenhum estudo prévio envolvendo inoculação micorrízica em *T. americana*, sendo este um estudo pioneiro neste aspecto. *T. americana* teve colonização próxima ou inferior a 1% em todos os tratamentos, o que confirma que não apresenta micotrofia.

Quando ocorre, a simbiose micorrízica é geralmente classificada como mutualista. As plantas se beneficiam de diversas maneiras, seja pela expansão da área de absorção pelas micorrizas, proteção contra estresse bióticos, como patógenos (VERESOGLOU e RILLIG 2012), e abióticos, como presença de metais pesados (CHEN et al. 2007; SCHNEIDER et al. 2012; FERROL et al. 2016) e déficit hídrico (AUGÉ 2001). Os benefícios para os fungos envolvem o acesso aos fotoassimilados cedidos pelas plantas, portanto com gasto energético por parte do vegetal, o que pode fazer com que essa relação varie de mutualista a parasítica (KLIRONOMOS 2003; HOEKSEMA et al. 2010).

Na restauração de áreas degradadas pela mineração, onde há alto impacto sobre os organismos edáficos, os FMAs estimulam a microbiota associada favorecendo a retomada de serviços ecológicos essenciais para a restauração ecológica (WANG, 2017). No caso do desastre do rompimento da barragem de rejeito em que tratamos nesta pesquisa, houve soterramento do solo original pelo rejeito da mineração de ferro depositado principalmente às margens das calhas dos rios e isso impactou diretamente os organismos do solo (SEGURA et al. 2016; PRADO et al. 2019; BUCH et al. 2020) e os processos a eles associados (BATISTA et al., 2020). Além do potencial de favorecer a adaptação vegetal e da capacidade de colonização de ambientes degradados (PRADO et al. 2019), a inoculação com FMAs auxilia na retomada desses processos edáficos que são essenciais para a prosperidade e sustentabilidade de um ecossistema em reabilitação (VILELA et al. 2014, ASMELASH et al. 2016; MARRS, 2016).

Em restauração ecológica, a aplicação de inóculo micorrízico com fungos residentes das áreas afetadas é indicado de modo a favorecer os microrganismos que já

estão adaptados àquela condição (NEUENKAMP et al. 2019). Essa evidência, somada à intenção de não favorecer determinadas espécies de fungos micorrízicos arbusculares, fez com que produzíssemos inóculos com fungos encontrados na área do tecnossolo formado pela deposição do rejeito da mineração de ferro. No entanto, reconhecemos que as condições (de pH, aeração, temperatura) e o tempo de multiplicação podem, ainda que não intencionalmente, acabar favorecendo espécies de FMAs que não seriam os mesmos que tem mais adaptabilidade às condições do tecnossolo. Por isso, sugerimos que sejam verificadas essas condições na multiplicação dos propágulos de FMA nativos de áreas degradadas, para que se possa alcançar maior efetividade na inoculação micorrízica em campo.

A presença das plantas foi fundamental para o aumento do comprimento de micélio extrarradicular (Figura 3), isso indica que houve estímulo à propagação fúngica no tecnossolo. A inoculação micorrízica no momento do plantio das mudas em vaso aumentou o comprimento de micélio extrarradicular tanto no experimento do *C. fissilis* ($p>0,05$) quanto para *T. americana* ($p<0,05$). O micélio está diretamente ligado à atuação dos fungos na agregação do solo e melhoria de suas condições físicas, seja pela ação mecânica de união das partículas ou bioquímica pela produção da glicoproteína cimentante produzida pelos fungos micorrízicos arbusculares, conhecida como glomalina (RILLIG et al. 2010).

A condição física do tecnossolo oriundo do rejeito da mineração de ferro, depositado após o rompimento da Barragem de Fundão, foi apontada em diferentes estudos como limitante ao crescimento radicular, causando inibição no desenvolvimento (ANDRADE et al. 2018) e deformação (DE MATOS et al. 2020) das raízes em plantas cultivadas no tecnossolo. Portanto, o estímulo à microbiota, em especial os fungos micorrízicos arbusculares e bactérias que atuam na estabilização e estruturação de agregados é mais uma estratégia para favorecer a melhoria das condições físicas deste material.

3.5. Alterações em propriedades físicas do tecnossolo de rejeito da mineração de ferro

Os 150 dias de cultivo das duas espécies arbóreas no tecnossolo aliado à inoculação com FMAs proporcionaram alterações nas propriedades físicas em relação às

condições verificadas antes do experimento (controle BE) e nos vasos que permaneceram sem plantas (controle WP).

Quando não houve cultivo (controle WP), observou-se aumento do volume de poros bloqueados e redução da microporosidade nos dois experimentos (Figuras 4 e 5). Todos os vasos receberam irrigação, mesmo o controle WP. O movimento da água no solo e a ação da gravidade levam à movimentação de partículas finas, como silte e areia fina, e acomodação de partículas de modo geral, que podem bloquear poros texturais (REGELINK et al. 2015), que existiam anteriormente no tecnossolo e foram quantificados nas amostras do controle BE. Esse processo pode causar selamento de poros, que já foi relatado previamente na superfície da área de deposição do rejeito (SCHAEFER et al. 2016), e contribuiu, nesse caso, para redução da macroporosidade e aumento da densidade no experimento com plantio de *C. fissilis* (Figuras 4A e 4E). Como *T. americana* produziu mais raízes que *C. fissilis*, observamos atenuação dos efeitos de redução da macroporosidade e do aumento da densidade do solo (Figuras 5A e 5E).

Nos dois experimentos, entretanto, as raízes e hifas provavelmente colaboraram para manter a microporosidade mais elevada, pois houve redução dessa variável nos vasos mantidos sem planta (controle WP). O aumento da microporosidade colabora para o armazenamento e retenção de água, funções relacionadas aos microporos no solo, além disso, os microporos costumam estar localizados dentro dos agregados do solo (REGELINK et al. 2015), o que pode, portanto, apontar para o início de estruturação no tecnossolo.

As hifas fúngicas formando a rede micelial, estimada neste estudo pelo comprimento de micélio extrarradicular, estão ligadas ao processo de formação e estabilização de agregados, assim como as raízes e, por isso, atuam diretamente na melhoria de outras propriedades físicas do solo. Junto com a matéria orgânica, essas variáveis são pilares na estruturação dos solos (MILLER e JASTROW 1990; OADES 1993; DAYNES et al., 2013).

É comum a associação das raízes e de fungos micorrízicos arbusculares à estabilidade de agregados do solo (MILLER e JASTROW 1990; BRONICK e LAL 2005; RILLIG et al. 2015). Neste estudo, conseguimos verificar aumento na microporosidade e redução no volume de poros bloqueados quando houve cultivo de plantas, como já mencionado. Houve também aumento na resistência à penetração (RP) no tecnossolo de rejeito da mineração de ferro quando estavam presentes as mudas nos vasos. Essas

variáveis normalmente não são avaliadas nos estudos que relacionam fungos micorrízicos arbusculares e agregação do solo (LEIFHEIT et al. 2014). No entanto, variáveis ligadas à porosidade estão mais diretamente relacionadas à organização estrutural do solo, que o comumente avaliado diâmetro médio geométrico dos agregados, que se relaciona mais diretamente com a resistência dos agregados do solo à determinada energia aplicada (BRONICK e LAL, 2005).

Com relação à RP, antes do experimento (controle BE), o material se comportou como um sedimento, não apresentando praticamente nenhuma resistência à penetração (0,137 MPa). É importante ressaltar que essa variável foi medida com amostras previamente saturadas por capilaridade e submetidas à tensão de 10 kPa e, portanto, com umidade próxima à capacidade de campo (VAZ et al. 2011), na qual a reduzida resistência mecânica do solo pode diluir efeitos de tratamentos (PEIXOTO et al., 2019). Ainda assim, houve aumento na RP nos tratamentos cultivados com *C. fissilis* ($p > 0,05$) e, naqueles com *T. americana*, houve diferença significativa em relação aos controles ($p < 0,05$). O pequeno aumento observado aponta para a formação de estruturas mais estáveis nesse material, o que pode ser indício da melhoria das condições físicas, mesmo com tempo relativamente curto de condução do experimento.

Outra variável que permite verificar a melhoria das condições físicas do tecnossolo é a densidade. Em estudos anteriores há relato da densidade do tecnossolo coletado em campo chegando a valores superiores a $2,0 \text{ g cm}^{-3}$ (SCHAEFER et al. 2016; SILVA et al., 2016; BATISTA et al. 2020) e, ainda que o tecnossolo tenha alta densidade de partículas derivada da origem de rochas ferruginosas, os valores de densidade encontrados ao final dos experimentos com plantio de *C. fissilis* e *T. americana* variaram de $1,42$ a $1,52 \text{ g cm}^{-3}$, condizentes com valores encontrados por Zanchi (2019), que também conduziu experimento em vaso com tecnossolo oriundo do rompimento da Barragem de Fundão. Foi observada correlação negativa entre DS e Micélio e essa poderia ser considerada controversa, já que indica que a presença da rede de hifas fúngicas está contribuindo para um aumento da densidade do solo. Porém, essa diferença na DS é sutil, não ultrapassando $0,10 \text{ g dm}^{-3}$ e foi observada também aumento da RP nos vasos com plantio indicando a formação de estruturas mais estáveis e que podem ter contribuído para o pequeno aumento verificado na DS.

A formação e estabilização da estrutura do solo está ligada a diferentes fatores, que envolvem desde de a mineralogia e química, passando por fatores físicos ligados ao

tempo, como ciclos de umedecimento e secagem (REGELINK et al. 2015), e componentes mais dinâmicos e modificados pelo manejo como a matéria orgânica e organismos edáficos (BRONICK e LAL, 2005; RABOT et al., 2018).

Mesmo com características desfavoráveis encontradas no tecnossolo oriundo do rejeito da mineração de ferro, como a baixa CTC, alto teor do cátion dispersante Na^+ , baixa quantidade de argila e matéria orgânica (ALMEIDA et al., 2018), o impacto causado pelo rejeito na microbiota (SEGURA et al., 2016; PRADO et al., 2019) e na fauna edáfica (BUCH et al., 2020), foi possível observar melhoria em propriedades físicas do material após os 150 dias de cultivo em vaso com *C. fissilis* e *T. americana*.

De modo geral, dados indicaram que a presença das plantas, pela atuação das raízes e microrganismos a elas associados, foi fundamental para as alterações observadas em relação aos controles (Figuras 4 e 5). No entanto, essa relação direta não foi verificada na correlação de Person (Figura 6), provavelmente pela atuação de múltiplos fatores no processo de agregação do solo (BRONICK e LAL 2005), que alteram as propriedades físicas avaliadas e que não foram controlados nos experimentos.

Não foram observadas diferenças significativas nas propriedades físicas entre os tratamentos considerando a inoculação ou não de fungos micorrízios arbusculares (Tabela 4). Os efeitos da inoculação de FMAs em propriedades físicas podem ter sido atenuados pela ação conjunta com raízes, presentes também no tratamento que não recebeu inóculo, e que ocuparam grande parte do volume do vaso, pois foram plantadas mudas com sistema radicular já formado. Outro ponto importante é que mesmo quando não houve inoculação havia presença de fontes de propágulos micorrízicos naturalmente presentes no tecnossolo (com densidade inicial de esporos de FMAs de $0,93 \text{ g}^{-1}$). Sendo esses dois fatores que reduzem a eficácia da aplicação de FMAs em experimentos que envolvem avaliação da agregação do solo (LEIFHEIT et al., 2014).

Considerando as características desfavoráveis à agregação do tecnossolo já mencionadas, a inoculação com fungos micorrízicos arbusculares é uma estratégia interessante a ser adotada de modo a contribuir tanto para a adaptação das plantas quanto para a melhoria estrutural do solo sob reabilitação. Graf et al. (2019) recomendam o estímulo aos FMAs para revegetação de áreas declivosas contribuindo na estabilidade de encostas e redução da erosão. A redução a erosão de partículas para os cursos d'água é um dos objetivos principais da revegetação das áreas afetadas pela deposição do rejeito,

já que as águas dos cursos d'água continuam tendo sua turbidez elevada durante períodos chuvosos (PIRES et al., 2017; CORDEIRO et al. 2019).

4. Conclusões

A inoculação de fungos micorrízicos arbusculares (FMAs) naturalmente encontrados na área afetada pelo rompimento da barragem de rejeitos da mineração de ferro não afetou a produção de fitomassa das espécies arbóreas *Cedrela fissilis* e *Triplaris americana*, que se desenvolveram sem mortalidade sobre o tecnossolo formado pelo rejeito.

A inoculação micorrízica em viveiro, no momento da sementeira, aumentou a colonização micorrízica em *C. fissilis*, o que pode auxiliar na adaptação dessa espécie micotrófica em campo. A espécie *T. americana* mostrou-se não micotrófica.

O plantio das mudas, aliado ou não à inoculação de FMAs, contribuiu para alterações das condições físicas do tecnossolo em relação às condições iniciais e ao tratamento em que não foi feito plantio, o que indica que as raízes e microbiota associada desempenham papel importante para acelerar a reabilitação.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, B. G.; FREITAS, P. L. de; TEIXEIRA, W. G.; VIANA, J. H. M., DONAGEMMA, G. K. Porosidade. In: Teixeira, P. C., Donagemma, G. K.; Fontana, A.; Teixeira, W. G. (Ed.). **Manual de métodos de análise de solo**, 3. ed. rev. e ampl. – Brasília, DF : Embrapa, 2017. 573p.
- ALMEIDA, C. A.; OLIVEIRA, A. F. de; PACHECO, A. A.; LOPES, R. P.; NEVES, A. A.; QUEIROZ, M. E. L R. de. Characterization and evaluation of sorption potential of the iron mine waste after Samarco dam disaster in Doce River basin – Brazil. **Chemosphere**, v. 209, p. 411–420, out. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.06.071>.
- ASMELASH, F.; BEKELE, T.; BIRHANE, E. The Potential Role of Arbuscular Mycorrhizal Fungi in the Restoration of Degraded Lands. **Frontiers in Microbiology**, v. 7, 26 jul. 2016. DOI 10.3389/fmicb.2016.01095. Disponível em: <<http://journal.frontiersin.org/Article/10.3389/fmicb.2016.01095/abstract>> Acesso em: 19 fev. 2020.
- AUGÉ, R. M. Water relations, drought and vesicular-arbuscular mycorrhizal symbiosis. **Mycorrhiza**, v. 11, n. 1, p. 3–42, 28 maio 2001. <https://doi.org/10.1007/s005720100097>.
- BATISTA, É. R.; CARNEIRO, J. J.; ARAÚJO PINTO, F.; DOS SANTOS, J. V.; CARNEIRO, M. A. C. Environmental drivers of shifts on microbial traits in sites disturbed by a large-scale tailing dam collapse. **Science of The Total Environment**, v. 738, p. 139453, out. 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139453>> Acesso em: 26 mar. 2020.
- BRONICK, C.J.; LAL, R. Soil structure and management: a review. **Geoderma**, v. 124, n. 1–2, p. 3–22, jan. 2005. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.03.005>.
- BRUNDRETT, M. C. Mycorrhizal associations and other means of nutrition of vascular plants: understanding the global diversity of host plants by resolving conflicting information and developing reliable means of diagnosis. **Plant and Soil**, v. 320, n. 1–2, p. 37–77, jul. 2009. <https://doi.org/10.1007/s11104-008-9877-9>.
- BUCH, A. C.; SAUTTER, K. D.; MARQUES, E. D.; SILVA-FILHO, E. V. Ecotoxicological assessment after the world’s largest tailing dam collapse (Fundão dam, Mariana, Brazil): effects on oribatid mites. **Environmental Geochemistry and Health**, 14 maio 2020. DOI 10.1007/s10653-020-00593-4. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/s10653-020-00593-4>. Acesso em: 13 jun. 2020.
- CARMO, F. F. do; KAMINO, L. H. Y.; JUNIOR, R. T.; CAMPOS, I. C. de; CARMO, F. F. do; SILVINO, G.; CASTRO, K. J. da S. X. de; MAURO, M. L.; RODRIGUES, N. U. A.; MIRANDA, M. P. de S.; PINTO, C. E. F.. Fundão tailings dam failures: the environment tragedy of the largest technological disaster of Brazilian mining in global context. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 15, n. 3, p. 145–151, jul. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2017.06.002>.

CARNEIRO, M. A. C.; SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. S.; DE CARVALHO, D.; BOTELHO, S. A.; SAGGIN-JUNIOR, O. J. Micorriza Arbuscular Em Espécies Arbóreas E Arbustivas Nativas De Ocorrência No Sudeste Do Brasil. *Cerne*, v. 4, n.1, p. 129-145, 1998.

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, maio 2007. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.04.027>.

CORDEIRO, M. C.; GARCIA, G. D.; ROCHA, A. M.; TSCHOEKE, D. A.; CAMPEÃO, M. E.; APPOLINARIO, L. R.; SOARES, A. C.; LEOMIL, L.; FROES, A.; BAHIANSE, L.; REZENDE, C. E.; DE ALMEIDA, M. G.; RANGEL, T. P.; DE OLIVEIRA, B. Cherene. V.; DE ALMEIDA, D. Q..R.; THOMPSON, M. C.; THOMPSON, C. C.; THOMPSON, F. L. Insights on the freshwater microbiomes metabolic changes associated with the world’s largest mining disaster. *Science of The Total Environment*, v. 654, p. 1209–1217, mar. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.112>.

COSTA, T. C. E C. da, DE SOUZA, F. A., NETTO, D. A. M., DE ALMEIDA, L. G., ROCHA, H., VIANA, J. H. M., MATRANGOLO, W. J. R., SILVA, I. H. F. da, ARAUJO, N. G., Estabelecimento de espécies arbóreo-arbustivas no rejeito de minério de ferro da Barragem do Fundão em Mariana-MG, tratado com calcário, fertilizantes e microrganismos **Boletim 170 Embrapa Milho e Sorgo**, 45p., 2018.

CRUZ, F. V. da S.; GOMES, M. P.; BICALHO, E. M.; DELLA TORRE, F.; GARCIA, Q. S. Does Samarco’s spilled mud impair the growth of native trees of the Atlantic Rainforest? *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 189, p. 110021, fev. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.110021>.

DAVIDSON, B. E.; NOVAK, S. J.; SERPE, M. D. Consequences of inoculation with native arbuscular mycorrhizal fungi for root colonization and survival of *Artemisia tridentata* ssp. wyomingensis seedlings after transplanting. *Mycorrhiza*, v. 26, n. 6, p. 595–608, ago. 2016. <https://doi.org/10.1007/s00572-016-0696-1>.

DAVILA, R. B.; FONTES, M. P. F.; PACHECO, A. A.; FERREIRA, M. da S.. Heavy metals in iron ore tailings and floodplain soils affected by the Samarco dam collapse in Brazil. *Science of The Total Environment*, v. 709, p. 136151, mar. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136151>.

DAYNES, C. N.; FIELD, D. J.; SALEEBA, Jennifer. A.; COLE, M. A.; MCGEE, P. A. Development and stabilisation of soil structure via interactions between organic matter, arbuscular mycorrhizal fungi and plant roots. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 57, p. 683–694, fev. 2013. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.09.020>.

DE MATOS, L. P.; DE ANDRADE, H. M.; MARINATO, C. S.; DE OLIVEIRA PRADO, I. G.; COELHO, D. Gomes; MONTROYA, S. G.; KASUYA, M. C. M.; DE OLIVEIRA, J. A. Limitations to Use of *Cassia grandis* L. in the Revegetation of the Areas Impacted with Mining Tailings from Fundão Dam. *Water, Air, & Soil Pollution*, v. 231, n. 3, p. 127, mar. 2020. <https://doi.org/10.1007/s11270-020-04479-0>.

FAHEY, C.; WINTER, K.; SLOT, M.; KITAJIMA, K. Influence of arbuscular mycorrhizal colonization on whole-plant respiration and thermal acclimation of tropical tree seedlings. **Ecology and Evolution**, v. 6, n. 3, p. 859–870, fev. 2016. <https://doi.org/10.1002/ece3.1952>.

FERNANDES, G. W.; GOULART, F. F.; RANIERI, B. D.; COELHO, M. S.; DALES, K.; BOESCHE, N.; BUSTAMANTE, M.; CARVALHO, F. A.; CARVALHO, D. C.; DIRZO, R.; FERNANDES, S.; GALETTI, P. M.; MILLAN, V. E. G.; MIELKE, C.; RAMIREZ, J. L.; NEVES, A.; ROGASS, C.; RIBEIRO, S. P.; SCARIOT, A.; SOARES-FILHO, B. Deep into the mud: ecological and socio-economic impacts of the dam breach in Mariana, Brazil. **Natureza & Conservação**, v. 14, n. 2, p. 35–45, jul. 2016. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2016.10.003>.

FERRER, R. L.; HERRERA, R. A. Especies micorrízicas cubanas. **Revista del Jardín Botánico Nacional**, v. 6, n. 1, p. 75-82, 1985. Disponível em: <<https://www.jstor.org/stable/42596616>> Acesso em 18 mar. 2020.

FERROL, N.; TAMAYO, E.; VARGAS, P. The heavy metal paradox in arbuscular mycorrhizas: from mechanisms to biotechnological applications. **Journal of Experimental Botany**, v. 67, n. 22, p. 6253–6265, dez. 2016. <https://doi.org/10.1093/jxb/erw403>.

FLORES-AYLAS, W. W.; SAGGIN-JÚNIOR, O. J.; SIQUEIRA, J. O.; DAVIDE, A. C. Efeito de *Glomus etunicatum* e fósforo no crescimento inicial de espécies arbóreas em sementeira direta. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 38, n. 2, p. 257–266, fev. 2003. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2003000200013>.

GERDEMANN, J.W.; NICOLSON, T.H. Spores of mycorrhizal Endogone species extracted from soil by wet sieving and decanting. **Transactions of the British Mycological Society**, v. 46, n. 2, p. 235–244, jun. 1963. [https://doi.org/10.1016/S0007-1536\(63\)80079-0](https://doi.org/10.1016/S0007-1536(63)80079-0).

GIOVANNETTI, N.; MOSSE, B., An evaluation of techniques to measure vesicular arbuscular infection in roots. **New Phytologist**, v. 84, p. 489-500, 1980.

GRAF, F.; BAST, A.; GÄRTNER, H.; YILDIZ, A. Effects of Mycorrhizal Fungi on Slope Stabilisation Functions of Plants. In: WU, Wei (org.). **Recent Advances in Geotechnical Research**. Springer Series in Geomechanics and Geoengineering. Cham: Springer International Publishing, 2019. p. 57–77. DOI 10.1007/978-3-319-89671-7_6. Disponível em: http://link.springer.com/10.1007/978-3-319-89671-7_6. Acesso em: 6 maio 2020.

GROSSMAN, R. B.; REINSCH, T. G. 2.1 Bulk Density and Linear Extensibility. **SSSA Book Series**. [S. l.]: Soil Science Society of America, 2002. DOI 10.2136/sssabookser5.4.c9. Disponível em: <https://dl.sciencesocieties.org/publications/books/abstracts/sssabookseries/methodsofsoilan4/201>. Acesso em: 28 fev. 2020.

HOEKSEMA, J. D.; CHAUDHARY, V. B.; GEHRING, C. A.; JOHNSON, N. C.; KARST, J.; KOIDE, R. T.; PRINGLE, A.; ZABINSKI, C.; BEVER, J. D.; MOORE, J.

C.; WILSON, G. W. T.; KLIRONOMOS, J. N.; UMBANHOWAR, J. A meta-analysis of context-dependency in plant response to inoculation with mycorrhizal fungi. **Ecology Letters**, v. 13, n. 3, p. 394–407, mar. 2010. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01430.x>.

KEMMELMEIER K., 2018. Comunidades de fungos micorrízicos arbusculares (Glomeromycota) em ecossistemas impactados por rejeito de mineração de ferro em Mariana-MG. **Dissertação de mestrado em Ciência do Solo**, Universidade Federal de Lavras, Lavras, Minas Gerais, Brazil, 61 p.

KLIRONOMOS, J. N. Variation in plant response to native and exotic arbuscular mycorrhizal fungi. **Ecology**, v. 84, n. 9, p. 2292–2301, set. 2003. <https://doi.org/10.1890/02-0413>.

LEIFHEIT, E. F.; VERESOGLOU, S. D.; LEHMANN, A.; MORRIS, E. K.; RILLIG, M. C. Multiple factors influence the role of arbuscular mycorrhizal fungi in soil aggregation—a meta-analysis. **Plant and Soil**, v. 374, n. 1–2, p. 523–537, jan. 2014. <https://doi.org/10.1007/s11104-013-1899-2>.

MALAVOLTA, E. **Manual de Química Agrícola: Adubos e Adubações**, 3. ed, São Paulo SP, Editora Agronômica Ceres, 1981, 596 p.

MARRS, R. H. Ecological restoration: Soil microbes call the shots. **Nature Plants**, v. 2, n. 8, p. 16117, ago. 2016. <https://doi.org/10.1038/nplants.2016.117>.

MARSCHNER, H.; DELL, B. Nutrient uptake in mycorrhizal symbiosis. **Plant and Soil**, v. 159, n. 1, p. 89–102, fev. 1994. <https://doi.org/10.1007/BF00000098>.

MELLONI, R.; CARDOSO, E. J. B. N. Quantificação de micélio extrarradicular de fungos micorrízicos arbusculares em plantas cítricas e endófitos: I. Método empregado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 23, n. 1, p. 53–58, mar. 1999. <https://doi.org/10.1590/S0100-06831999000100007>.

MILLER, R.M.; JASTROW, J.D. Hierarchy of root and mycorrhizal fungal interactions with soil aggregation. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 22, n. 5, p. 579–584, jan. 1990. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(90\)90001-G](https://doi.org/10.1016/0038-0717(90)90001-G).

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; DA FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853–858, fev. 2000. <https://doi.org/10.1038/35002501>.

NEUENKAMP, L.; PROBER, S. M.; PRICE, J. N.; ZOBEL, M.; STANDISH, R. J. Benefits of mycorrhizal inoculation to ecological restoration depend on plant functional type, restoration context and time. **Fungal Ecology**, v. 40, p. 140–149, ago. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2018.05.004>.

OADES, J.M. The role of biology in the formation, stabilization and degradation of soil structure. **Soil Structure/Soil Biota Interrelationships**. [S. l.]: Elsevier, 1993. p. 377–400. DOI 10.1016/B978-0-444-81490-6.50033-9. Disponível em:

<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/B9780444814906500339>. Acesso em: 30 abr. 2020.

OMACHI, C. Y.; SIANI, S. M.O.; CHAGAS, F. M.; MASCAGNI, M. L.; CORDEIRO, M.; GARCIA, G. D.; THOMPSON, C. C.; SIEGLE, E.; THOMPSON, F. L. Atlantic Forest loss caused by the world's largest tailing dam collapse (Fundão Dam, Mariana, Brazil). **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 12, p. 30–34, nov. 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.rsase.2018.08.003>> Acesso em: 12 dez. 2018.

PASQUALINI, D.; UHLMANN, A.; STÜRMER, S. L. Arbuscular mycorrhizal fungal communities influence growth and phosphorus concentration of woody plants species from the Atlantic rain forest in South Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 245, n. 1–3, p. 148–155, jun. 2007. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.04.024>.

PEIXOTO, D. S. A; SILVA, B. M.; DE OLIVEIRA, G. C., MOREIRA, S. G., SILVA, F. da, CURI, N. Soil compaction diagnosis method for occasional tillage recommendation under continuous no tillage system in Brazil. **Soil & Tillage Research**, v. 194, 104307, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104307>

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, p. 158-IN18, ago. 1970. [https://doi.org/10.1016/S0007-1536\(70\)80110-3](https://doi.org/10.1016/S0007-1536(70)80110-3).

PIRES, A. P.F.; REZENDE, C. L.; ASSAD, E. D.; LOYOLA, R.; SCARANO, F. R. Forest restoration can increase the Rio Doce watershed resilience. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 15, n. 3, p. 187–193, jul. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2017.08.003>.

POUYÚ-ROJAS, E.; SIQUEIRA, J. O. Micorriza arbuscular e fertilização do solo no desenvolvimento pós-transplante de mudas de sete espécies florestais. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 35, n. 1, p. 103–114, jan. 2000. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2000000100013>.

POUYU-ROJAS, E.; SIQUEIRA, J. O.; SANTOS, J. G. D. Compatibilidade simbiótica de fungos micorrízicos arbusculares com espécies arbóreas tropicais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, n. 3, p. 413–424, jun. 2006. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832006000300003>.

PRADO, I. G. de O.; DA SILVA, M. de C. S.; PRADO, D. G. de O.; KEMMELMEIER, K.; PEDROSA, B. G.; SILVA, C. C. da; KASUYA, M. C. M. Revegetation process increases the diversity of total and arbuscular mycorrhizal fungi in areas affected by the Fundão dam failure in Mariana, Brazil. **Applied Soil Ecology**, v. 141, p. 84–95, set. 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.05.008>> Acesso em: 03 out. 2019.

QUEIROZ, H. M.; NÓBREGA, G. N.; FERREIRA, T. O.; ALMEIDA, L. S.; ROMERO, T. B.; SANTAELLA, S. T.; BERNARDINO, A. F.; OTERO, X. L. The Samarco mine tailing disaster: A possible time-bomb for heavy metals contamination?

Science of The Total Environment, v. 637–638, p. 498–506, out. 2018.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.370>.

RABOT, E.; WIESMEIER, M.; SCHLÜTER, S.; VOGEL, H.-J. Soil structure as an indicator of soil functions: A review. **Geoderma**, v. 314, p. 122–137, mar. 2018.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.11.009>.

REGELINK, I. C.; STOOF, C. R.; ROUSSEVA, S.; WENG, L.; LAIR, G. J.; KRAM, P.; NIKOLAIDIS, N. P.; KERCHEVA, M.; BANWART, S.; COMANS, R. N.J. Linkages between aggregate formation, porosity and soil chemical properties. **Geoderma**, v. 247–248, p. 24–37, jun. 2015.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.01.022>.

RICHARDS, L. A. Physical conditions of water in soil. In: BLACK, C. A.; EVANS, D. D.; ESNMINGER, L. E.; CLARK, F. E. (Ed.). **Methods of soil analysis: part 1: physical and mineralogical properties**. Madison: American Society of Agronomy, 1965. p. 128-152.

RILLIG, M. C.; AGUILAR-TRIGUEROS, C. A.; BERGMANN, J.; VERBRUGGEN, E.; VERESOGLOU, S. D.; LEHMANN, A. Plant root and mycorrhizal fungal traits for understanding soil aggregation. **New Phytologist**, v. 205, n. 4, p. 1385–1388, mar. 2015. <https://doi.org/10.1111/nph.13045>.

RILLIG, M. C.; MARDATIN, N. F.; LEIFHEIT, E. F.; ANTUNES, P. M. Mycelium of arbuscular mycorrhizal fungi increases soil water repellency and is sufficient to maintain water-stable soil aggregates. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 42, n. 7, p. 1189–1191, jul. 2010. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.03.027>.

RODRÍGUEZ, Y. Y.; PÉREZ, L. A.; CARMONA, A. M.; PÉREZ, Y. M.; GARCÍA, L. R. M.; SUÁREZ, K. F. Alternativa de la Técnica De Tinción para Determinar la Colonización Micorrízica. **Cultivos Tropicales**, v. 36, n. 2, p. 5, 2015.

ROSSITER, D. G. Classification of Urban and Industrial Soils in the World Reference Base for Soil Resources (5 pp). **Journal of Soils and Sediments**, v. 7, n. 2, p. 96–100, jun. 2007. <https://doi.org/10.1065/jss2007.02.208>.

RUBIN, J. G. K. R.; STÜRMER, S. L. Potencial de inóculo micorrízico e importância do comprimento do micélio para a agregação de solos de ambiente fluvial. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 39, n. 1, p. 59–68, fev. 2015.
<https://doi.org/10.1590/01000683rbc20150466>.

SANTOS, O. S. H.; AVELLAR, F. C.; ALVES, M.; TRINDADE, R. C.; MENEZES, M. B.; FERREIRA, M. C.; FRANÇA, G. S.; CORDEIRO, J.; SOBREIRA, F. G.; YOSHIDA, I. M.; MOURA, P. M.; BAPTISTA, M. B.; SCOTTI, M. R. Understanding the Environmental Impact of a Mine Dam Rupture in Brazil: Prospects for Remediation. **Journal of Environment Quality**, v. 48, n. 2, p. 439, 2019.
<https://doi.org/10.2134/jeq2018.04.0168>.

SCHAEFER, C. E. G. R., SANTOS, E. E., FERNANDES FILHO, E. I., ASSIS, I. R., Paisagens de lama: Os tecnossolos para recuperação ambiental de áreas afetadas pelo

desastre da Barragem de Fundão, em Mariana **Boletim informativo da SBCS**, p.18–23, 2016.

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. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422012000400010>.

SEGURA, F. R.; NUNES, E. A.; PANIZ, F. P.; PAULELLI, A. C. C.; RODRIGUES, G. B.; BRAGA, G. Ú. L.; DOS REIS PEDREIRA FILHO, W.; BARBOSA, F.; CERCHIARO, G.; SILVA, F. F.; BATISTA, B. L.. Potential risks of the residue from Samarco's mine dam burst (Bento Rodrigues, Brazil). **Environmental Pollution**, v. 218, p. 813–825, nov. 2016. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.08.005>> Acesso em: 10 dez. 2016.

SERAFIM, M. E.; OLIVEIRA, G. C.; OLIVEIRA, A. S.; LIMA, J. M.; GUIMARÃES, P. T. G.; COSTA, J. C. Qualidade física e Intervalo Hídrico Ótimo em Latossolo e Cambissolo, cultivados com cafeeiro, sob manejo conservacionista do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.37, p.733-742, 2013.

SILVA, A. C.; CAVALCANTE, L. C. D.; FABRIS, J. D.; JÚNIOR, R. F.; BARRAL, M.; LARA, L. R. S.; STUMPF, H. O.; BARBOSA, J. B. S. Chemical, mineralogical and physical characteristics of a material accumulated on the river margin from mud flowing from the collapse of the iron ore tailings dam in Bento Rodrigues, Minas Gerais, Brazil. **Revista Espinhaço**, v. 5, n. 2, p. 44-53.

SILVA B. M.; SILVA, É. A.; OLIVEIRA, G. C.; DE FERREIRA M. M.; SERAFIM M. E. Plant-available soil water capacity: estimation methods and implications. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, p. 464-475, 2014.

SIQUEIRA, J.; SAGGIN-JÚNIOR, O. Dependency on arbuscular mycorrhizal fungi and responsiveness of some Brazilian native woody species. **Mycorrhiza**, v. 11, n. 5, p. 245–255, 1 out. 2001. <https://doi.org/10.1007/s005720100129>.

VAN AARLE, I. M.; SÖDERSTRÖM, B.; OLSSON, P. A. Growth and interactions of arbuscular mycorrhizal fungi in soils from limestone and acid rock habitats. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 35, n. 12, p. 1557–1564, dez. 2003. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(03\)00248-7](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(03)00248-7).

VAZ, C. M.P.; MANIERI, J. M.; DE MARIA, I. C.; TULLER, M. Modeling and correction of soil penetration resistance for varying soil water content. **Geoderma**, v. 166, n. 1, p. 92–101, out. 2011. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.07.016>.

VERESOGLOU, S. D.; RILLIG, M. C. Suppression of fungal and nematode plant pathogens through arbuscular mycorrhizal fungi. **Biology Letters**, v. 8, n. 2, p. 214–217, 23 abr. 2012. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2011.0874>.

VILELA, L. A. F.; SAGGIN-JÚNIOR, O. J.; PAULINO, H. B.; SIQUEIRA, J. O.; DA SILVA SANTOS, V. L.; CARNEIRO M. A. C. Fungo micorrízico arbuscular na

atividade microbiana e agregação de um Latossolo Vermelho de Cerrado submetido às sucessões de culturas. **Ciênc. Agrotec.**, n. 1, p. 9, 2014.

ZANCHI, C. S. Atributos físicos, químicos e biológicos do rejeito de mineração oriundo da barragem de fundão modificados por sistema de consórcio e plantio de *Enterolobium contortisiliquum*. **Dissertação de mestrado em Ciência do Solo**, Universidade Federal de Lavras, Lavras, Minas Gerais, Brazil, 2019, 102 p.

WANG, F. Occurrence of arbuscular mycorrhizal fungi in mining-impacted sites and their contribution to ecological restoration: Mechanisms and applications. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 47, n. 20, p. 1901–1957, 18 out. 2017. <https://doi.org/10.1080/10643389.2017.1400853>.

WUBS, E. R. J.; VAN DER PUTTEN, W. H.; BOSCH, M.; BEZEMER, T. M. Soil inoculation steers restoration of terrestrial ecosystems. **Nature Plants**, v. 2, n. 8, p. 16107, ago. 2016. <https://doi.org/10.1038/nplants.2016.107>.

Apêndice A

Tabela A- Altura, Diâmetro do coleto (DC), Matéria seca da raiz (MSR), matéria seca da parte aérea (MSPA), relação MSPA/MSR, Índice de Dickson (ID) em *Cedrela fissilis* (cedro brasileiro). Sendo: IAI – inoculado na semente e no plantio, IAN – inoculado na semente e não-inoculado no plantio, NII – não-inoculado na semente e inoculado no plantio, NIN – não-inoculado nem na semente nem no plantio.

Inoculação em viveiro	Inoculação em Vaso					
	I	N	média	I	N	Média
	Altura (cm) ^{ns}			Diâmetro do coleto (mm) ^{ns}		
IA	16,5±0,85	16,3±1,51	16,4±0,84	13,2±0,85	12,5±1,21	12,8±0,72
NI	16,8±1,51	16,2±1,24	16,5±0,95	13,5±1,04	13,7±0,60	13,6±0,58
média	16,6±0,84	16,2±0,94		13,3±0,65	13,1±0,67	
	Cresc. Relativo em Altura (%) ^{ns}			Cresc. relativo em diâmetro (%) ^{ns}		
IA	14,58±3,63	9,95±1,49	12,20±2,16	49,5±6,34	46,2±16,3	47,8±8,46
NI	26,60±6,98	10,95±3,47	17,90±4,39	71,2±22,3	56,4±6,24	63,6±11,6
média	20,10±2,70	10,40±1,70		59,9±11,9	51,1±8,41	
	MSPA (g) ^{ns}			MSR (g) ^{ns}		
IA	3,51±0,14	3,58±0,39	3,55±0,21	4,18±0,52	3,90±0,44	4,04±0,33
NI	3,05±0,42	3,92±0,52	3,48±0,35	3,04±0,53	4,47±0,69	3,76±0,46
média	3,28±0,22	3,75±0,32		3,61±0,39	4,18±0,40	
	MSPA/MSR ^{ns}			IQD ^{ns}		
IA	0,934±0,13	0,857±0,13	0,896±0,09	3,74±0,55	3,36±0,35	3,55±0,31
NI	1,063±0,16	0,900±0,05	0,981±0,08	2,81±0,54	4,16±0,69	3,49±0,46
média	0,999±0,10	0,879±0,06		3,28±0,39	3,76±0,39	

As médias estão apresentadas com os respectivos valores de erro padrão. Médias que não apresentam letras não diferiram entre si pelo teste de Tukey ($p > 0,05$) ^{ns}Variável com diferença não significativas entre tratamentos ($p > 0,05$).

Considerações Finais

No Brasil existem muitas barragens de rejeito de mineração, como a que acabou se rompendo no distrito de Bento Rodrigues, na cidade de Mariana no estado de Minas Gerais. Tanto o impacto na água, com elevação altíssima da turbidez (PIRES et al., 2017), morte e sequelas em organismos aquáticos (BURRITT e CHRIST, 2018; CORDEIRO et al., 2019; WEBER et al., 2020, FERREIRA et al., 2020), impactos na vegetação (AIRES et al., 2018, OMACHI et al., 2018), no solo (SEGURA et al., 2016; GUERRA et al., 2017; ALMEIDA et al., 2018; QUEIROZ et al. 2018; SANTOS et al., 2019; BATISTA et al., 2020) e nas populações humanas (FERNANDES et al., 2016) geraram grandes desafios no país. O retorno dos serviços ecossistêmicos essenciais para a restauração ecológica é também base para retomada das atividades econômicas das populações diretamente atingidas e demanda esforço coletivo da pesquisa e aplicação das tecnologias e técnicas disponíveis para colaborar nos processos de reabilitação das áreas direta e indiretamente afetadas pelo rompimento da barragem.

A multiplicação e aplicação de microrganismos que colaborem para aumentar a biodiversidade edáfica e a colonização das plantas no ambiente, onde houve deposição do rejeito, pode acelerar o processo de reabilitação. No estudo que realizamos em viveiro, notou-se a necessidade de multiplicação prévia de fungos micorrízicos arbusculares nativos para favorecer a colonização das mudas. O inóculo diretamente coletado em campo em área revegetada não apresentou resultados satisfatórios, apesar de ter alta densidade de esporos de FMAs. A inoculação com FMAs beneficiou o crescimento de quatro espécies dentre as 17 espécies arbóreas nativas estudadas, porém aumentou significativamente a colonização micorrízica nas raízes.

Nos nossos estudos em vaso verificamos que a aplicação de fungos micorrízicos arbusculares encontrados na área melhoraram características físicas no tecnossolo oriundo do rejeito da mineração de ferro. Esse comportamento pode, ou não, ser verificado em campo, onde a interação entre fatores é ainda mais complexa. Devido ao reduzido custo desta biotecnologia, consideramos viável a inoculação com FMAs nativos previamente multiplicados como forma de aumentar a atividade biológica e biodiversidade edáfica (ZANCHI, 2019; MARRS, 2016; WUBS et al., 2016), acelerar a melhoria de propriedades físicas e auxiliar nas demais técnicas que estão sendo aplicadas em campo.

REFERÊNCIAS

- AIRES, U. R. V.; SANTOS, B. S. M.; COELHO, Clívia Dias; DA SILVA, Demetrius David; CALIJURI, Maria Lúcia. Changes in land use and land cover as a result of the failure of a mining tailings dam in Mariana, MG, Brazil. **Land Use Policy**, v. 70, p. 63–70, jan. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.10.026>.
- ALMEIDA, C. A.; OLIVEIRA, A. F. de; PACHECO, A. A.; LOPES, R. P.; NEVES, A. A.; QUEIROZ, M. E. L R. de. Characterization and evaluation of sorption potential of the iron mine waste after Samarco dam disaster in Doce River basin – Brazil. **Chemosphere**, v. 209, p. 411–420, out. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.06.071>.
- BATISTA, É. R.; CARNEIRO, J. J.; ARAÚJO PINTO, F.; DOS SANTOS, J. V.; CARNEIRO, M. A. C. Environmental drivers of shifts on microbial traits in sites disturbed by a large-scale tailing dam collapse. **Science of The Total Environment**, v. 738, p. 139453, out. 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139453>> Acesso em: 26 mar. 2020.
- BURRITT, R. L.; CHRIST, K. L. Water risk in mining: Analysis of the Samarco dam failure. **Journal of Cleaner Production**, v. 178, p. 196–205, mar. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.01.042>.
- CORDEIRO, M. C.; GARCIA, G. D.; ROCHA, A. M.; TSCHOEKE, D. A.; CAMPEÃO, M. E.; APPOLINARIO, L. R.; SOARES, A. C.; LEOMIL, L.; FROES, A.; BAHIENSE, L.; REZENDE, C. E.; DE ALMEIDA, M. G.; RANGEL, T. P.; DE OLIVEIRA, B. C. V.; DE ALMEIDA, D. Q.R.; THOMPSON, M. C.; THOMPSON, C. C.; THOMPSON, F. L. Insights on the freshwater microbiomes metabolic changes associated with the world’s largest mining disaster. **Science of The Total Environment**, v. 654, p. 1209–1217, mar. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.112>.
- FERNANDES, G. W.; GOULART, F. F.; RANIERI, B. D.; COELHO, M. S.; DALES, K.; BOESCHE, N.; BUSTAMANTE, M.; CARVALHO, F. A.; CARVALHO, D. C.; DIRZO, R.; FERNANDES, S.; GALETTI, P. M.; MILLAN, V. E. G.; MIELKE, C.; RAMIREZ, J. L.; NEVES, A.; ROGASS, C.; RIBEIRO, S. P.; SCARIOT, A.; SOARES-FILHO, B. Deep into the mud: ecological and socio-economic impacts of the dam breach in Mariana, Brazil. **Natureza & Conservação**, v. 14, n. 2, p. 35–45, jul. 2016. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2016.10.003>.
- FERREIRA, F. F.; FREITAS, M. B. D.; SZINWELSKI, N.; VICENTE, N.; MEDEIROS, L. C. C.; SCHAEFER, C. E. G. R.; DERGAM, J. A.; SPERBER, C. F. Impacts of the Samarco Tailing Dam Collapse on Metals and Arsenic Concentration in Freshwater Fish Muscle from Doce River, Southeastern Brazil. *Integrated Environmental Assessment and Management*, p. ieam.4289, 17 jul. 2020. <https://doi.org/10.1002/ieam.4289>.
- GUERRA, M. B. B.; TEANEY, B. T.; MOUNT, B. J.; ASUNSKIS, D. J.; JORDAN, B. T.; BARKER, R. J.; SANTOS, E. E.; SCHAEFER, C. E. G. R. Post-catastrophe Analysis of the Fundão Tailings Dam Failure in the Doce River System, Southeast

Brazil: Potentially Toxic Elements in Affected Soils. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 228, n. 7, p. 252, jul. 2017. <https://doi.org/10.1007/s11270-017-3430-5>.

MARRS, R. H. Ecological restoration: Soil microbes call the shots. **Nature Plants**, v. 2, n. 8, p. 16117, ago. 2016. <https://doi.org/10.1038/nplants.2016.117>.

OMACHI, C. Y.; SIANI, S. M.O.; CHAGAS, F. M.; MASCAGNI, M. L.; CORDEIRO, M.; GARCIA, G. D.; THOMPSON, C. C.; SIEGLE, E.; THOMPSON, F. L. Atlantic Forest loss caused by the world's largest tailing dam collapse (Fundão Dam, Mariana, Brazil). **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 12, p. 30–34, nov. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2018.08.003>.

QUEIROZ, H. M.; NÓBREGA, G. N.; FERREIRA, T. O.; ALMEIDA, L. S.; ROMERO, T. B.; SANTAELLA, S. T.; BERNARDINO, A. F.; OTERO, X. L. The Samarco mine tailing disaster: A possible time-bomb for heavy metals contamination? **Science of The Total Environment**, v. 637–638, p. 498–506, out. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.370>.

SANTOS, O. S. H.; AVELLAR, F. C.; ALVES, M.; TRINDADE, R. C.; MENEZES, M. B.; FERREIRA, M. C.; FRANÇA, G. S.; CORDEIRO, J.; SOBREIRA, F. G.; YOSHIDA, I. M.; MOURA, P. M.; BAPTISTA, M. B.; SCOTTI, M. R. Understanding the Environmental Impact of a Mine Dam Rupture in Brazil: Prospects for Remediation. **Journal of Environment Quality**, v. 48, n. 2, p. 439, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.2134/jeq2018.04.0168>> Acesso em: 20 nov. 2019.

SEGURA, F. R.; NUNES, E. A.; PANIZ, F. P.; PAULELLI, A. C. C.; RODRIGUES, G. B.; BRAGA, G. Ú. L.; DOS REIS PEDREIRA FILHO, W.; BARBOSA, F.; CERCHIARO, G.; SILVA, F. F.; BATISTA, B. L.. Potential risks of the residue from Samarco's mine dam burst (Bento Rodrigues, Brazil). **Environmental Pollution**, v. 218, p. 813–825, nov. 2016. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.08.005>> Acesso em: 10 dez. 2016.

ZANCHI, C. S. Atributos físicos, químicos e biológicos do rejeito de mineração oriundo da barragem de fundão modificados por sistema de consórcio e plantio de *Enterolobium contortisiliquum*. **Dissertação de mestrado em Ciência do Solo**, Universidade Federal de Lavras, Lavras, Minas Gerais, Brazil, 2019, 102 p.

WEBER, A. A.; SALES, C. F.; DE SOUZA FARIA, F.; MELO, R. M. C.; BAZZOLI, N.; RIZZO, E. Effects of metal contamination on liver in two fish species from a highly impacted neotropical river: A case study of the Fundão dam, Brazil. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 190, p. 110165, mar. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110165>.

WUBS, E. R. J.; VAN DER PUTTEN, W. H.; BOSCH, M.; BEZEMER, T. M. Soil inoculation steers restoration of terrestrial ecosystems. **Nature Plants**, v. 2, n. 8, p. 16107, ago. 2016. Disponível em: <<https://doi.org/10.1038/nplants.2016.107>> Acesso em: 17 mai. 2020.