



**DIVERSIDADE E APLICAÇÃO DE FUNGOS MICORRIZICOS
ARBUSCULARES EM COMPLEXO FERRUGINOSO, NO
QUADRILATERO FERRÍFERO, MINAS GERAIS**

LAÍS LUANA DE LIMA

**OURO PRETO
NOVEMBRO/2014**



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE OURO PRETO
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE BIODIVERSIDADE, EVOLUÇÃO E MEIO AMBIENTE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA DE BIOMAS
TROPICAIS**

**DIVERSIDADE E APLICAÇÃO DE FUNGOS MICORRIZICOS
ARBUSCULARES EM COMPLEXO FERRUGINOSO, NO
QUADRILATERO FERRÍFERO, MINAS GERAIS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Biomas Tropicais do Centro do Instituto de Ciências Exatas e Biológicas da Universidade Federal de Ouro Preto, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Área de Concentração: Evolução e Funcionamento de Ecossistemas

LAÍS LUANA DE LIMA

Orientadora:

Dra. Alessandra Rodrigues Kozovits

Coorientador: Dr. Fritz Oehl e Dr. Victor Satler Pylro

**OURO PRETO
NOVEMBRO/2014**

L732d Lima, Laís Luana.

Diversidade e aplicação de fungos Micorrizicos Arbusculares em complexo ferruginoso, no Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais [manuscrito] / Laís Luana Lima - 2014.

73f.: il.: color; grafs; tabs; mapas.

Orientador: Prof. Dr. Alessandra Rodrigues Kozovits.

Coorientador: Prof. Dr. Victor Satler Pylro.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Ouro Preto. Ouro Preto. Ecologia de Biomas Tropicais.

Área de Concentração: Evolução e Funcionamento de Ecossistemas.

1. Solos - Classificação - Complexos ferruginosos. 2. Fungos do solo - Micorriza. 3. Recursos naturais - Conservação . I. Kozovits, Alessandra Rodrigues. II. Pylro, Victor Satler . III. Universidade Federal de Ouro Preto.IV. Título.

CDU: 574

1 **ATA DE DEFESA DE DISSERTAÇÃO DA CANDIDATA LAÍS LUANA DE LIMA DO**
2 **PROGRAMA DE MESTRADO EM ECOLOGIA DE BIOMAS TROPICAIS**

3 Aos nove dias do mês de dezembro do ano de dois mil e catorze, às 14h, no Auditório do
4 DEMAT/ICEB Campus/Morro do Cruzeiro/UFOP, em Ouro Preto/MG, foi instalada a sessão de
5 defesa pública da dissertação “**Diversidade e aplicação de fungos micorrízicos arbusculares em**
6 **complexo ferruginoso, no quadrilátero ferrífero, Minas Gerais**”, da candidata *Laís Luana de*
7 *Lima*, sendo a banca examinadora composta pela Professora Dra. Alessandra Rodrigues Kozovits -
8 UFOP (presidente); Professora Dra. Danielle Karla Alves da Silva– UNIVASF – Universidade do
9 Vale do São Francisco (membro), Professora Dra. Marcéla Pagano – UFMG – Universidade
10 Federal do Minas Gerais (membro). Dando início aos trabalhos, a presidente com base no
11 regulamento do curso e nas normas que regem as sessões de defesa de dissertação, concedeu à
12 candidata *Laís Luana de Lima*, 30 (trinta) minutos para apresentação do seu trabalho intitulado
13 “**Diversidade e aplicação de fungos micorrízicos arbusculares em complexo ferruginoso, no**
14 **quadrilátero ferrífero, Minas Gerais**”. Terminada a exposição, a presidente da banca
15 examinadora concedeu a cada membro, um tempo máximo de 30 (trinta) minutos, para perguntas e
16 respostas à candidata sobre o conteúdo da dissertação, na seguinte ordem: 1º) Professora Dra.
17 Danielle Karla Alves da Silva, 2º) Professora Dra. Marcela Pagano, tendo ela própria realizado sua
18 arguição em último lugar. Dando continuidade, ainda de acordo com as normas que regem a sessão,
19 a presidente solicitou aos presentes que se retirassem do recinto para que a banca examinadora
20 procedesse à análise e decisão. A seguir foi anunciado publicamente que a candidata foi
21 APROVADA por unanimidade, condicionando que a versão definitiva da dissertação deverá
22 incorporar todas as exigências da banca, devendo o exemplar final ser entregue à Secretaria do
23 Programa, em até 60 (sessenta) dias, juntamente com o comprovante de submissão de artigo em
24 publicação com fator de impacto mínimo B2. Para constar foi lavrada a presente ata que, após
25 aprovada, vai assinada pela mestrandia e pelos membros da banca examinadora.

26 Ouro Preto, 09 de dezembro de 2014.

27 
28 **Mestranda: Laís Luana de Lima**

29 
30 **Presidente: Professora Dra. Alessandra Rodrigues Kozovits**

31 
32 **Membro: Professora Dra. Danielle Karla Alves da Silva**

33 
34 **Membro: Professora Dra. Marcela Pagano**

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Luiz e Marinalva e minha irmã Juliana por todo apoio e carinho durante o mestrado, a saudade foi imensa e o incentivo para que eu concretiza-se meus sonhos foi ainda maior. E a todos meus familiares que sempre estiveram torcendo por mim..

À Professora Alessandra Kozovits, pela confiança, amizade e incentivo. Sou extremamente grato pela sua coragem em aceitar ser minha orientadora, mesmo sem me conhecer pessoalmente. E por toda sua atuante colaboração na resolução de problemas e dificuldades enfrentadas ao longo do trabalho.

Ao Dr. Fritz Oehl pela coorientação, sugestões sempre pertinentes e sua amizade. Sua contribuição foi da mais alta importância na conclusão deste trabalho.

Ao Dr. Victor Satler Pylro, do Departamento de Biociências do Argonne National Laboratory (EUA), por seu entusiasmo e disponibilidade na execução desse projeto, além de sua amizade.

Ao Prof. Hildeberto Caldas de Souza por disponibilizar microscópios e lupas e ao Prof. Jorge Carvalho de Lena por se disponibilizar em ajudar com as análises estatísticas, sempre com a maior atenção e simpatia.

Ao Dr. Ricardo Solar pela ajuda nas análises estatísticas.

Aos amigos do Laboratório de Ecofisiologia Vegetal pelos momentos de descontração, constante companheirismo e ajuda nos trabalhos de campo e laboratoriais. Antonella Tonidandel, Daniela Boaneres, Iuri Martins e Maurilio Figueiredo, com certeza sem a ajuda e apoio de você este trabalho não teria sido concluído. E aos ex-alunos do Laboratório Eduardo Valim e Hudson Baêta pela ajuda distante mais muito bem vinda em alguns momentos do mestrado.

Aos grandes amigos que fazem ou fizeram parte do Biomas. Ana Clara Magalhães, Ana Laura Dultra, Gustavo Araújo, Jaqueline Alves, Débora, Leonardo Rodrigues, Felipe Gatti, Filipe Moura, Vinícius Londe, Emerson Dias e o agregado Sebastião Zarantonelli. Vocês fizeram meus dias em Ouro Preto simplesmente sensacionais. Deus sabe o que seria da minha vida sem vocês!

Aos meus grandes amigos de Recife que ajudaram e muito, mesmo com tamanha distância. Juliana Pereira, Juliana Souza, Iolanda Ramalho, Fred Marinho, Reginaldo Neto, Vera Lúcia, Diego César Nunes, Ingrid Lorena, Aslane Adria Cardoso, Amanda

Agostinho, Aline Magalhães, André Albertim, Zilka Araújo, Camila Melo, Jacque Boulitreau e muitos outros, a vocês o meu muitíssimo obrigado!

À Caroline Lopes Paiva, Gianne Colognesi, Thaila Bahia e Areta Alves, as famosas meninas do apartamento 101, por toda amizade, momentos de descontração e aventuras gastronômicas.

À Aurea Tonaco, Hortênsia Lopes e Jean Michel Mendonça pela amizade e companhia em Ouro Preto.

À toda a equipe do Laboratório de Geoquímica Ambiental: Adriana, Leo, Júlio, Celso, pela receptividade, sugestões e confiança.

Ao Rubens pela constante boa vontade e agilidade na solução de problemas.

Ao Seu Mario pela gentileza, disponibilidade e tamanho cuidado e carinho com nossos experimentos.

À UFOP pela bolsa concedida durante o mestrado

E a todos que contribuíram de alguma forma para a realização deste trabalho.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	10
LISTA DE TABELAS	11
RESUMO GERAL	12
ABSTRACT	13
INTRODUÇÃO GERAL	14
DIVERSIDADE DE FUNGOS MICORRÍZICOS ARBUSCULARES EM UM COMPLEXO RUPESTRE FERRUGINOSO NO QUADRILATERO FERRÍFERO, MINAS GERAIS ¹	17
Resumo	17
INTRODUÇÃO.....	18
METODOLOGIA.....	20
Áreas de estudo	20
Clima e pluviosidade	23
Delineamento experimental	24
Coleta de solos	25
Análise química do solo.....	26
Análise física do solo	27
Colonização radicular	27
Extração de esporos e identificação dos FMA.....	27
Índices ecológicos e análises das comunidades de FMA.....	27
Análise de dados	28
RESULTADOS	29
DISCUSSÃO.....	38
O PAPEL DOS FUNGOS MICORRÍZICOS ARBUSCULARES NO CRESCIMENTO DE <i>PERIANDRA MEDITERRANEA</i> (VELL.) TAUB. EM LATERITA PÓS- MINERAÇÃO DE BAUXITA ²	44

RESUMO	44
INTRODUÇÃO.....	45
METODOLOGIA.....	48
Área de estudo e preparo do substrato	48
Espécie vegetal e experimento em casa de vegetação	48
Análise química das plantas.....	50
Análise de dados	51
RESULTADOS	51
DISCUSSÃO	54
CONCLUSÕES GERAIS	58
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	60
APÊNDICE	71

LISTA DE FIGURAS

Capítulo 1

Figura 1. A) Área impactada pela extração de bauxita onde foi coletado o substrato para o experimento, B) Plântulas que foram transplantadas para o vaso, C) Experimento em casa de vegetação, D) Plântulas após quarenta dias do início do experimento. 50

Figura 2. Valores médios de altura (A), área foliar (B), biomassa seca da parte aérea (C) e biomassa seca das raízes de plântulas (D) de *P. mediterranea* após seis meses de desenvolvimento em laterita..... 53

Figura 3. Indivíduos de *Periandra mediterranea* no final do experimento, com 180 dias após transplante para os vasos dos tratamentos: a) Controle; b) inoculadas com *Glomus clarum*; c) com *Entrophospora colombiana* e d) com *Scutellospora calospora*. Para efeito de comparação, a mesma régua, de 30 cm, foi usada nas fotos. 54

Capítulo 2

Figura 1. A) Área impactada pela extração de bauxita onde foi coletado o substrato para o experimento, B) Plântulas que foram transplantadas para o vaso, C) Experimento em casa de vegetação, D) Plântulas após quarenta dias do início do experimento. 50

Figura 2. Valores médios de altura (A), área foliar (B), biomassa seca da parte aérea (C) e biomassa seca das raízes de plântulas (D) de *P. mediterranea* após seis meses de desenvolvimento em laterita..... 53

Figura 3. Indivíduos de *Periandra mediterranea* no final do experimento, com 180 dias após transplante para os vasos dos tratamentos: a) Controle; inoculadas com b) *Glomus clarum*; c) com *Entrophospora colombiana* e d) com *Scutellospora calospora*. Para efeito de comparação, a mesma régua, de 30 cm, foi usada nas fotos 54

LISTA DE TABELAS

Capítulo 1

Tabela 1. Propriedades químicas do solo dos diferentes habitats sobre canga na Serra da Brígida, MG.....	3
Tabela 2. Porcentagem média das frações granulométricas dos habitats campestre e florestal estudados na Serra da Brígida, MG, segundo classificação de Wentworth (1922).....	31
Tabela 3. Densidade de esporos de FMA por 50 mL ⁻¹ de solo e porcentagem de colonização micorrízica nos habitats da formação herbáceo-arbustiva e florestal.....	32
Tabela 4. Espécies de FMA detectadas nos habitats campestre e florestal nas estações seca e chuvosa na Serra da Brígida, MG.	34
Tabela 5. Riqueza de espécies de fungos micorrízicos arbusculares, abundância de esporos, índices de diversidade de Shannon e Margalef e índice de equitabilidade de Pielou, nas áreas estudadas (formação herbáceo-arbustiva e formação florestal), em áreas Canga, Minas Gerais.....	36

Capítulo 2

Tabela 1. Incremento da parte aérea, incremento da raiz, razão raiz:parte aérea, biomassa total e colonização em plântulas de <i>P. mediterranea</i> , inoculadas ou não com FMA, ao fim do experimento (180 dias).	52
---	----

RESUMO GERAL

Complexos ferruginosos, comumente conhecidos como vegetação de canga, apresentam elevada importância ambiental devido à alta biodiversidade, endemismo e heterogeneidade de habitats. Entretanto, esses se encontram ameaçados por atividades antrópicas, sendo a mineração a mais impactante. Os fungos micorrízicos arbusculares (FMAs) tem um importante papel na regulação dos ecossistemas devido à associação com a maioria das plantas e sua influência na biodiversidade e produtividade vegetal. Esse estudo foi conduzido com o objetivo de acessar a diversidade taxonômica, estrutura da comunidade de FMA, relacionando com as condições edáficas do solo, em formações vegetacionais sobre diferentes tipos de canga, na Serra da Brígida em Ouro Preto (MG), onde distribuem-se habitats de campos ferruginosos predominantemente campestres e, formação florestal considerada estacional semidecidual. *Acaulospora* e *Glomus* foram os gêneros mais representativos em abundância e número de espécies. As variáveis edáficas mensuradas foram capazes de separar as duas áreas e explicar aproximadamente 50% da variação total dos dados, sendo o pH a variável mais influente. Além disso, foi verificado que as comunidades dos dois ambientes são diferentes entre si, e respondem a sazonalidade. Posteriormente foi testado o feito da inoculação de FMAs, no crescimento e ganho de biomassa de plântulas de *Periandra mediterranea*, uma espécie nativa de campos ferruginosos em laterita exposta após mineração de bauxita. Testamos a hipótese que as plântulas inoculadas com espécie de FMA nativa seriam favorecidas em ganho de biomassa vegetal e taxa de sobrevivência. Diante dos resultados obtidos, conclui-se que a *P. mediterranea* tolera as condições adversas do substrato com 100% de sobrevivência das plântulas em todos os tratamentos. Maiores ganhos em biomassa vegetal foram observados no tratamento com a espécie de FMA nativa, sugerindo que esta espécie é uma boa candidata para ser utilizada em projetos de recuperação de áreas degradadas por mineração de bauxita.

Palavras-chave: complexos ferruginosos, diversidade de FMA, recuperação ambiental, *Periandra mediterranea*.

ABSTRACT

Ferruginous complexes, commonly known as "canga" vegetation, have high environmental importance due to their high biodiversity, endemism and habitat heterogeneity. However, these areas are threatened by human activities, especially mining. Arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) have an important role in the regulation of ecosystems due to their association with most plants and their influence on plant biodiversity and productivity. This study was conducted with the aim of accessing taxonomic diversity as well as community structure and relate them to the soil condition and vegetation formations on different types of canga, in Serra da Brígida, Ouro Preto (MG). Within this area are iron-rich fields and and semideciduous forest formations. *Acaulospora* and *Glomus* were the most representative genres in terms of abundance and number of species. The measured soil variables were able to separate the two areas and explain approximately 50% of the total variation in the data, with pH being the most influential variable. Furthermore, it was found that the communities of the two environments are different, and that they both respond to seasonality. The roles of AMF were subsequently tested on growth and biomass gain on *Periandra meriterranea* seedlings (a native species of ferruginous fields) in laterite exposed after bauxite mining. We hypothesized that seedlings inoculated with native AMF would have higher plant biomass gain and survival rates. Based on these results obtained, we conclude that *P. mediterranea* tolerate the adverse conditions of the substrate with 100% survival of seedlings in all treatments with greater gains in plant biomass being observed in the treatment with native AMF. Suggesting this species is a good candidate to be used in projects to restore degraded areas for bauxite mining.

Keywords: ferruginous complex, AMF diversity, environmental remediation, *Periandra mediterranea*.

INTRODUÇÃO GERAL

Com distribuição restrita e associada a depósitos de minério de ferro, os complexos rupestres ferruginosos, conhecidos como vegetação de canga, estão entre os ecossistemas mais ameaçados e menos estudados de Minas Gerais (JACOBI; CARMO, 2008). Áreas de canga apresentam fatores limitantes para o estabelecimento da maioria das espécies vegetais, tais como alta concentração de metais pesados, alta incidência de raios UV, pouca matéria orgânica, presença de solos rasos, ventos fortes e extremos de temperatura (JACOBI et al., 2007; VIANA; LOMBARDI, 2007). A alta concentração de metais pesados é mais limitante para o estabelecimento das espécies vegetais (PORTO; SILVA, 1989). Estudos demonstram que apesar de suas condições adversas, campos ferruginosos apresentam uma alta diversidade florística e um alto nível de endemismo (JACOBI; FONSECA; VINCENT, 2008; VIANA; LOMBARDI, 2007). O interesse econômico, estimulado pela extração de minério de ferro e bauxita tem levado a grande perda de habitat nessas regiões, justificam a realização de estudos sobre seus aspectos ecológicos (JACOBI et al., 2007). Estudos recentes vêm ampliando o conhecimento acerca da ecologia desses ambientes e as particularidades físico-químicas de seus solos, que assumem grande importância na relação das plantas com seus ambientes, além do seu funcionamento (BENITES et al., 2007; MESSIAS et al., 2013; VALIM; NALINI JR; KOZOVITS, 2013).

Os principais fatores da degradação do solo são remoção e exploração da vegetação natural para as mais diversas finalidades como agricultura, atividades industriais e superpastejo. Na América do Sul cerca de 14% do solo está degradado, e no Brasil as principais causas estão ligadas ao desmatamento e as atividades agrícolas (DIAS; GRIFFITH, 1998). A atividade mineradora, quando comparada a outras atividades antrópicas, pode ser considerada mais pontual, entretanto seus impactos podem alcançar outros locais além da sua área de exploração; pois podem causar contaminação da bacia hidrográfica, devido à drenagem ácida e emissão de particulados, na construção da cava, entre outros (DIAS; GRIFFITH, 1998; POMPÉIA, 1998). Técnicas físicas, químicas ou biológicas podem ser empregadas para a recuperação dos solos (KHAN et al., 2000), sendo as duas primeiras muitas vezes inviáveis, por ter elevado custo.

A recuperação visa reverter áreas degradadas em terras produtivas e autossustentáveis, de acordo com uma proposta pré-estabelecida de uso do solo

(IBAMA, 1990). A restauração ecológica tem como objetivo restabelecer a trajetória ecológica do habitat (PALMER; AMBROSE; POFF, 1997) e a associação entre o desenvolvimento vegetal e a comunidade microbiana do solo pode ser de fundamental importância na recuperação dos solos degradados (MARTINS; MIRANDA; MIRANDA, 1999). Raskin et al. (1997) definiram fitorremediação como o uso de plantas para remover poluentes do ambiente ou para torna-los inofensivos. Com isso as plantas podem promover a absorção, sequestro e/ou a degradação de contaminantes, por vias diretas ou indiretas (CUNNINGHAM; OW, 1996; RASKIN; SMITH; SALT, 1997). A utilização da fitorremediação também é vantajosa em relação à produção de resíduos, pois os contaminantes acumulados nos tecidos da planta podem ser processados com segurança e em alguns casos os metais podem ser recuperados a partir das cinzas, reduzindo ainda mais a geração de resíduos perigosos (RASKIN; SMITH; SALT, 1997). A utilização do *topsoil*, material resultante do decapeamento do horizonte A da área da mineração, também é um procedimento recomendado, pois esse material contém um banco de micro, meso e macro-organismos do solo e de sementes, fatores essenciais na ciclagem de nutrientes, reestruturação e fertilização do solo (SANTOS, 2010). Em uma área degradada por exploração de bauxita, o *topsoil* foi estudado combinado com a redução granulométrica da laterita, resultando em uma biomassa vegetal significativamente maior, quando comparada aos tratamentos que utilizaram apenas a redução da granulometria (MACHADO et al., 2013).

Microrganismos têm papel fundamental no funcionamento do solo, participando em processos biogeoquímicos e nas interações com as plantas, atuações importantes para o equilíbrio e manutenção dos ecossistemas (HARRIS, 2009). A rizosfera é, sem dúvida, um dos maiores reservatórios de microrganismos, abrigando uma comunidade extremamente complexa que incluem organismos saprofíticos e em associação com outras formas de vida, mantendo relações benéficas ou nocivas (AVIS et al., 2008). Micorrizas podem ser definidas como associações simbióticas entre as raízes das plantas e fungos do solo, que são essenciais para uma ou ambas as partes (BRUNDRETT, 2004). Nessa relação, geralmente mutualística, ocorre transferência de nutrientes entre a planta e o fungo; este absorvendo nutrientes e água do solo e os translocam para as raízes, que por sua vez fornecem fotosintatos ao fungo (FINLAY, 2004; BERBARA; SOUZA; FONSECA, 2006;). Existem vários tipos de micorrizas, as que envolvem fungos endófitos asseptados (micorriza arbuscular) e septados (Ectomicorriza,

Ectendomicorriza, Arbutoide, Monotropoide, Ericoide e Orquidoide) (SMITH; READ, 2008), e todos esses tipos de micorrizas contribuem para o desenvolvimento e manutenção de diferentes comunidades vegetais (FINLAY, 2004). A micorriza arbuscular é o tipo mais comuns de micorriza, estando presente em todos os ecossistemas do planeta (ALLEN, 1996), e representantes de todos os filos de plantas são capazes de realizar essa simbiose, desde os grupos mais basais (briófitas) até os mais derivados (maioria das angiospermas). (SMITH; READ, 2008; HELGASON; FITTER, 2009). O seu surgimento está intimamente ligado com a colonização das plantas ao ambiente terrestre, por volta de 460 milhões de anos atrás (REDECKER, 2000), hipótese que foi reforçada por estudos moleculares, utilizando o gene que codifica para rRNA 18S de algumas espécies de FMA (SIMON; LALONDE; BRUNS, 1992).

Os microrganismos geralmente são altamente sensíveis às mudanças ambientais (MÜLLER; STROBEL; ULRICH, 2006), e para entender as diferentes funções exercidas pelas populações microbianas ou pela cooperação entre essas populações, é necessário primeiramente entender a estrutura das comunidades microbianas do solo. responder perguntas como: quais espécies estão presentes? qual é abundância das diferentes populações? são organismos ativos ou dormentes? A resposta a essas perguntas são necessárias para uma melhor compreensão do funcionamento da comunidade microbiana do solo (VAN ELSAS; RUTGERS, 2006). Logo, o amadurecimento no conhecimento das ciências básicas da estrutura de comunidades de organismos do solo levará a aplicações mais seguras em estudos que tem como objetivo restaurar ambientes que foram gravemente impactados.

Considerando a importâncias dos fungos micorrízicos arbusculares para manutenção e funcionamentos das comunidades vegetais, tornam-se necessários estudos sobre a comunidade desses fungos em ambientes naturais. A ampliação de informações ecológicas referentes a esses ambientes pode vir a contribuir com programas que visam à conservação ou recuperação de áreas degradadas.

DIVERSIDADE DE FUNGOS MICORRÍZICOS ARBUSCULARES EM UM COMPLEXO RUPESTRE FERRUGINOSO NO QUADRILATERO FERRÍFERO, MINAS GERAIS¹

Resumo

Os complexos ferruginosos são reconhecidos pela elevada riqueza e endemismo de espécies vegetais, que ocorrem em fitofisionomias campestres e florestais em resposta ao mosaico de habitats gerados pela expressiva variação microtopográfica local. Estudos nesses ambientes têm se dedicado a levantar informações sobre a diversidade vegetal e condições edáficas, mas pouco se sabe sobre a sua microbiota associada. Assim, este estudo teve como objetivo analisar a diversidade e a composição da comunidade de fungos micorrízicos arbusculares (FMAs) em duas fitofisionomias em um complexo ferruginoso na serra da Brígida, Minas Gerais, constituídas por um habitat de campo ferruginoso predominantemente campestre, dominado por plantas de porte herbáceo-arbustivo e por uma formação florestal considerada estacional semidecidual. As amostras de solo foram coletadas nos períodos seco e chuvoso. Trinta e três espécies de FMA foram identificadas, com maior riqueza e abundância na formação herbáceo-arbustiva, enquanto maior diversidade de espécies de FMA, com base no índice de Shannon, foi registrada na formação florestal. *Glomus* e *Acaulospora* apresentaram maior riqueza de espécies nas duas áreas estudadas. As comunidades de FMA diferiram significativamente entre as áreas e entre os períodos, com maior abundância na estação seca. Os resultados indicam que áreas geograficamente próximas podem apresentar diferenças entre as comunidades de FMA. Considerando a importância desses ecossistemas para a diversidade biológica e pressões antrópicas que estes vêm recebendo, principalmente pela mineração, este estudo relata informações relevantes sobre a diversidade microbiológica desses ambientes, e fornece subsídios para planejamento de projetos de recuperação de áreas degradadas.

Palavras-chave: complexo ferruginosos, glomeromycota, ecologia do solo, biodiversidade, conservação

INTRODUÇÃO

Variações nas condições edafo-climáticas têm atuado na seleção de atributos morfológicos e fisiológicos que permitam a existência de espécies vegetais em praticamente toda a superfície terrestre. Nos ecossistemas tropicais dominados por campos rupestres, por exemplo, a presença de solos rasos e em geral ácidos e distróficos, com baixa retenção de água, somados à presença constante de ventos, elevada exposição à radiação UV, grande amplitude térmica diária e sazonalidade da precipitação de chuvas, determinaram a seleção de estratégias para uso eficiente e conservação de água e nutrientes nos tecidos vegetais (JACOBI et al., 2007; JACOBI; CARMO, 2008). Variações microtopográficas, como pequenas depressões que permitem o acúmulo de solo, bem como a ocorrência de fendas e rachaduras no substrato, adicionam complexidade ao sistema, criando mosaicos de oportunidades para ocupação de grupos funcionais e formas de vida distintos na paisagem dos campos rupestres (JACOBI et al., 2007; VALIM; NALINI JR; KOZOVITS, 2013). A heterogeneidade ambiental nos campos rupestres tropicais é um dos fatores responsáveis pela alta diversidade de espécies vegetais e, provavelmente, de outros grupos de organismos ainda pouco estudados como os microrganismos do solo (DE CARVALHO et al., 2012). A relação positiva entre a diversidade de espécies vegetais e de fungos micorrízicos arbusculares (FMA, filo Glomeromycota) na rizosfera, por exemplo, já foi demonstrada (VAN DER HEIJDEN et al., 1998; DE SOUZA et al. 2008, DE CARVALHO et al. 2012) e acredita-se que parte do sucesso das espécies vegetais presentes em locais com diferentes severidades de fatores edafo-climáticos estressantes, além de suas próprias adaptações morfológicas e fisiológicas, se dê pela interação simbiótica com esses microrganismos (GAUR; ADHOLEYA, 2004; MERGULHÃO et al., 2007; OEHL et al., 2011a; OLIVEIRA et al., 2009; SOUZA et al., 2012). Os FMAs são provavelmente os fungos mais abundantes no solo, podendo somar até 50% do total da biomassa microbiana (dados disponíveis para solos agrícolas, OLSSON et al., 1999). De forma geral, esses fungos promovem o crescimento das plantas por meio da ampliação da oferta de nutrientes para o indivíduo (SCHÜBER;SCHWARZOTT; WALKER, 2001; SMITH; READ, 2008; KIM et al., 2009), ou minimizando os efeitos

de estresses abióticos, como o déficit hídrico (CAVALCANTE et al., 2001), salinidade (YANO-MELO; SAGGIN; MAIA, 2002), e altas concentrações de metais pesados no solo (GAUR; ADHOLEYA, 2004; PRASAD et al., 2011). Além disso, os FMAs atuam também contra estresses bióticos, como o ataque de patógenos (BORGES et al., 2007; GIANINAZZI et al., 2010) que pode refletir no aumento da produção de compostos secundários (PRASAD et al., 2011). Todos esses benefícios decorrentes da associação com FMAs refletem-se no aumento da competitividade intra e interespecífica das plantas (BERBARA; SOUZA; FONSECA, 2006; WAGG et al., 2011; SABAIS et al., 2012), aumentando suas chances de sobrevivência e perpetuação no local. Apesar de sua evidente importância para o entendimento da ecologia dos ecossistemas nativos, o número de estudos que descrevem a diversidade de comunidades de FMAs nos biomas tropicais é baixo. Em campos rupestres brasileiros apenas dois trabalhos foram publicados até o momento (PAGANO; SCOTTI, 2009; DE CARVALHO et al., 2012), todos realizados sobre quartzitos e outro resultante do presente estudo em habitats sobre itabiritos (LIMA et al., 2014). Carvalho e colaboradores (2012) encontraram quarenta e nove espécies de FMAs, pertencentes a doze gêneros, em um mosaico de habitats no sudoeste da Cadeia do Espinhaço, Minas Gerais, caracterizando esse ambiente como *hotspot* para esses fungos. Compartilhando a mesma diversidade de habitats e pressões seletivas observadas nos campos rupestres sobre quartzitos, os chamados campos rupestres ferruginosos, objetos do presente estudo, adicionam ao sistema mais um fator de estresse ambiental. Ocorrendo sobre afloramentos de itabiritos (e em alguns casos sobre lateritas ricas em Al), comunidades ora dominadas por herbáceas, arbustos e árvores se distribuem sobre substratos naturalmente ricos em metais, especialmente Fe, Mn, Al, entre outros (BENITES et al., 2007; MESSIAS et al., 2013).

Assim, além de adaptações para maximizar os ganhos e minimizar as perdas de nutrientes e água, as espécies vegetais devem também apresentar mecanismos de tolerância às elevadas concentrações dos metais. Sabidamente, micorrizas arbusculares podem facilitar o estabelecimento e crescimento de plantas em condições de alta disponibilidade de metais (WEISSEHORN et al., 1994; GAUR; ADHOLEYA, 2004; PERRIER; AMIR; COLIN, 2006; RUYI et al., 2007; MIRANSARI, 2010). Entretanto, praticamente nada se conhece sobre a presença de espécies vegetais metalófitas ou tolerantes aos metais e menos ainda sobre a diversidade das comunidades de FMAs nos diferentes habitats de campos ferruginosos.

A demanda por tal informação é urgente, considerando que os campos ferruginosos ocorrem sobre jazidas relevantes de minério de Fe (e em alguns casos, de bauxita), cuja exploração tem levado à significativa perda de área e de diversidade em território brasileiro (JACOBI et al., 2007). O país é atualmente o segundo maior produtor mundial de ferro e ~70% da produção nacional está concentrada no Quadrilátero Ferrífero, em Minas Gerais (IBRAM, 2010). A maior parte dessas áreas permanece sem ações de restauração ambiental eficazes após o fechamento da mina, em decorrência do desconhecimento sobre a biologia da flora, fauna e microbiota associada, tornando-se grandes passivos ambientais (LIMA; FLORES; COSTA, 2006; MACHADO et al., 2013).

O presente estudo teve como principais objetivos conhecer a diversidade e a composição das comunidades de fungos micorrízicos arbusculares em duas fitofisionomias localizadas em um complexo de campos ferruginosos no Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais, e investigar as relações entre a comunidade de FMAs e condições edáficas dos solos desses habitats. Espera-se que os resultados obtidos possam contribuir para a melhor compreensão da ecologia de FMAs em ambientes rupestres tropicais naturalmente ricos em metais, oferecendo subsídios iniciais para a estudos de recuperação de áreas degradadas pela mineração de ferro.

METODOLOGIA

Áreas de estudo

O estudo foi realizado em um complexo de campos ferruginosos localizado na APA Cachoeira das Andorinhas, Ouro Preto, Minas Gerais (20°021'S; 43° 30'W; a uma altitude entre 1470 e 1500m) (Fig. 1). Durante a década de 1960, parte da área formada por depósitos de bauxita foi minerada (VALIM; NALINI JR; KOZOVITS, 2013), permanecendo sem qualquer ação de recuperação até o presente. Entretanto, fragmentos de vegetação nativa ocorrendo sobre lateritas, variando de habitats com formações de porte herbáceo-arbustivo (HA) sobre cangas a formações florestais semidecíduais (FF) sobre bauxita são encontrados ao redor da área minerada (Fig. 2 e 3).

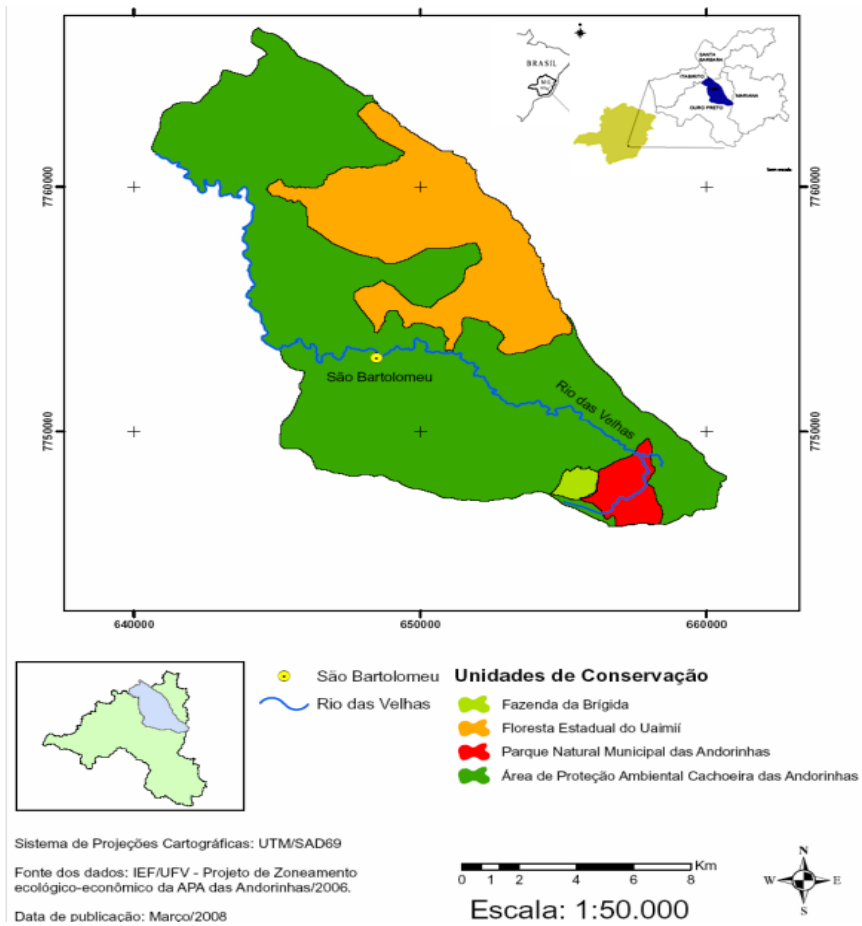


Figura 1. Localização da área de estudo (coordenadas gerais 23K 6567747).



Figura 2. Imagem de satélite das áreas de estudo: ◆=formação florestal estacional semidecidual sobre bauxita ($20^{\circ}21'48.14''S$ e $43^{\circ}30'15.03''O$) ; ●=formação herbáceo-arbustiva sobre canga ($20^{\circ}21'32.58''S$ e $43^{\circ}30'11.98''O$).



Figura 3. Áreas de estudo: A) formação herbáceo-arbustiva sobre canga, B) formação florestal estacional semidecidual sobre bauxita, C) vista panorâmica da formação florestal durante a estação chuvosa e D) vista panorâmica da formação herbáceo-arbustiva durante a estação chuvosa.

Clima e pluviosidade

No município de Ouro Preto, segundo a classificação climática de Köppen (1931), ocorrem dois tipos climáticos, i) tropical de altitude com verões quentes (Cwa) e ii) tropical de altitude com verões brandos (Cwb), sendo esse último, predominante na área de estudo. A pluviosidade média é de 1.670,3 mm ano⁻¹, e o período mais chuvoso é entre os meses de outubro a abril. A temperatura média anual oscila em torno de 18 °C. Durante os meses mais frios, as médias diárias situam-se entre 13 °C e 15 °C, e nos meses mais quentes, entre 20 °C e 22 °C. A Figura 4 organiza os dados de precipitação mensal e temperatura média mensal monitorados por uma estação meteorológica (Watch Dog 2000) do Laboratório de Ecofisiologia Vegetal da Universidade Federal de

Ouro Preto localizada na área de estudo. Atipicamente, a precipitação anual foi de aproximadamente 900 mm.

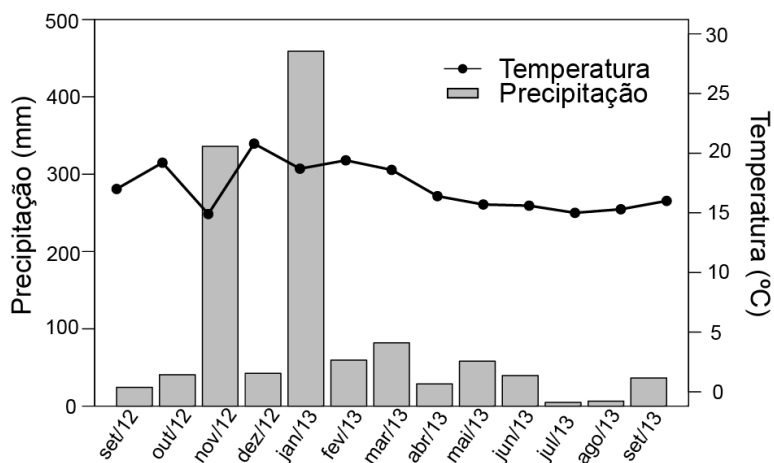


Figura 4. Pluviosidade acumulada mensalmente e temperatura média do ar, no período em que foi realizado a coleta de amostras de solos no campo.

Delineamento experimental

O estudo foi conduzido entre os meses de setembro de 2012 e setembro de 2013. Foram estabelecidos seis transectos de 25 metros em cada formação, florestal e herbáceo-arbustiva sobre complexo ferruginoso, onde a cada cinco metros, alternadamente à esquerda e à direita, foram marcados os pontos de amostragem (Fig. 5).



Figura 5. Delineamento experimental utilizado para coletar as amostras de solo, nas formações campestre e florestal. A imagem representa uma transeção.

Coleta de solos

As amostras de solo foram coletadas na profundidade de 0-10 cm (formação campestre) e 0-20 cm na formação florestal (Fig. 6). A amostragem foi realizada apenas nos 10 primeiros cm da formação campestre, devido a inclinação dessa área, que impede a acumulação do solo. Cada transecto originou uma amostra composta, formada por cinco subamostras, totalizando seis réplicas por habitat. As coletas foram realizadas no fim da estação seca (setembro/2012) e no fim da estação chuvosa (abril/2013). As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos, secas ao ar livre e armazenadas para processamento no laboratório de Ecofisiologia Vegetal/UFOP. As amostras de solo foram coletadas, peneiradas (malha 4mm) e homogêneas, e em seguida encaminhadas para a realização das análises físico-químicas e de diversidade de fungos micorrízicos arbusculares.

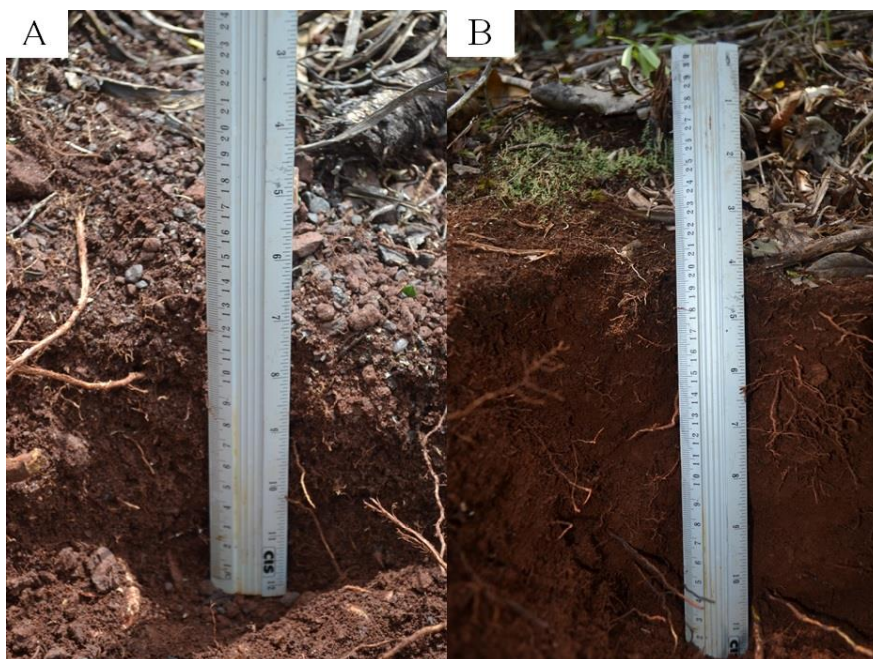


Figura 6. Horizonte A dos solos das áreas de estudo: A) formação herbáceo-arbustiva e B) formação florestal.

Análise química do solo

Sub-amostras dos solos coletados foram enviadas para o Laboratório de Análises de Solos (DPS/CCA/UFV), onde foram submetidas a metodologias descritas pela Embrapa (1997) para análise da concentração de fósforo disponível e potássio total (*Mehlich 1*), nitrogênio total (*Kjeldahl*). Matéria orgânica foi determinada pelo método de *Walkley-Black* e pH em H₂O foi medido utilizando-se as proporções 1:2,5 (v/v) de solo:solução. Os teores de cálcio, magnésio e alumínio foram extraídos em solução de KCl 1mol L⁻¹ e determinados por titulação de EDTA 0,01 mol/L. Acidez potencial (H+Al), soma de bases (SB), CTC efetiva (t), CTC a pH 7 (T), saturação por bases (V%), saturação por alumínio (m), fósforo remanescente (P-rem foram realizadas apenas para a coleta da estação chuvosa. .

Os valores de Fe, foram gentilmente cedidos pelo MSc Eduardo André Ribeiro Valim (VALIM, 2012), que mensurou diversos metais nas mesmas áreas do presente estudo por Espectrometria de emissão atômica por plasma indutivamente acoplado (ICP-OES) no Laboratório de Geoquímica Ambiental no DEGEO/EM/UFOP.

Análise física do solo

As amostras de solo foram homogeneizadas, secas em estufa a 40°C por 72 horas e submetidas a peneiramento mecânico. As frações granulométricas foram separadas segundo as classes nominais de Wentworth (1922), em frações silte-argila, areia muito fina, areia fina, areia média, areia grossa, areia muito grossa e cascalho.

Colonização radicular

Do solo coletado foram separadas aproximadamente 5 g de raízes finas com o auxílio de peneiras e pinças de cada ponto amostral. Em seguida as raízes foram lavadas com água destilada, diafanizadas com KOH (10%) e coradas com azul de tripano (0,05%) (PHILLIPS; HAYMAN, 1970). O percentual de colonização por FMA foi calculado pelo método da lâmina (GIOVANETTI; MOSSE, 1980), onde 100 fragmentos de raízes, de cada amostra, foram montados em lâminas e examinados em microscópio (Olympus BX41, 40x) para verificação da presença de estruturas micorrízicas.

Extração de esporos e identificação dos FMA

Foi retirada uma subamostra de 50 g de solo para a extração dos esporos pela técnica de peneiramento úmido (GERDEMANN; NICOLSON, 1963), utilizando peneiras com malhas de 500 e 53 µm. Após o peneiramento, o solo foi misturado em água e colocado em centrifuga (3000 rpm, três minutos). O sobrenadante foi cuidadosamente descartado após a centrifugação. Solução de sacarose a 50% foi adicionada, a mistura foi agitada com bastão de vidro, e em seguida, ocorreu nova etapa de centrifugação (2000 rpm, dois minutos) (JENKINS, 1964). O sobrenadante foi vertido em peneira de 53 µm para eliminar os resíduos de sacarose e o material retido foi transferido para uma placa de petri. Os esporos foram contados com auxílio de estereomicroscópio (40x). Posteriormente, os esporos foram separados por morfotipos e colocados em lâminas com álcool polivinil em lactoglicerol (PVLG) e em PVLG + reagente de Melzer (1:1). A classificação para os FMA adotada neste trabalho foi a proposta por Oehl et al. (2011b) e Goto et al. (2012)

Índices ecológicos e análises das comunidades de FMA

Os índices de diversidade de Shannon e Margalef, equitabilidade de Pielou e índice de dominância foram calculados para analisar a comunidade de FMA. O índice de Shannon (H') foi calculado pela equação: $H' = - \sum (P_i \ln [P_i])$; onde $P_i = n_i/N$, n_i = número de indivíduos de cada espécie i , e N = número total de indivíduos de todas as espécies. O índice de Margalef (d) foi calculado pela equação $d = S-1/\text{Log}N$, onde S é o número de espécies e N é o número total de esporos na amostra. A equitabilidade de Pielou (J') foi calculada pela equação $J' = H'/\text{Log} (S)$, onde H' é o valor do índice de Shannon e S é o número total de espécies. O índice de dominância (D) foi obtido através da equação $C = \sum (n_i (n_i-1)/N(N-1))$, onde n_i = abundância da espécie i^{th} e N = abundância total. A riqueza de espécies foi determinada pelo número total de espécies identificado em cada área e para estimar o número de espécies para cada área foi utilizado o índice de Jackknife de primeira ordem (Jackknife 1). A frequência de ocorrência (FO - razão entre o número de amostras em que determinada espécie ocorreu pelo número total de amostras) (SANTOS; CARRENHO, 2011), foi calculada para cada espécie. A partir da avaliação da FO, as espécies foram classificadas em dominantes ($FO > 50\%$), muito comuns ($31\% \leq FO \leq 50\%$), comuns ($10\% \leq FO \leq 30\%$) e raras ($FO < 10\%$), segundo o proposto por Zhang et al. (2011).

Para avaliar a similaridade de espécies entre as comunidades de FMA das áreas de estudo, o índice de Sørensen foi aplicado utilizando a fórmula $SO_{ij} = 2c / (S1 + S2)$, onde c é o número de espécies comuns em ambas às áreas, $S1$ = espécies totais da área um, e $S2$ = total de espécies da área dois (BROWER; ZAR, 1984).

Análise de dados

A fim de verificar a existência de diferenças entre os dados de colonização, número de esporos e atributos físico-químicos do solo entre as áreas estudadas realizou-se um teste-t para verificar diferenças significativas ($p < 0,05$) nas médias das amostras, utilizando-se o software R versão 3.1.0 para Windows. Entretanto, inicialmente todas as variáveis mensuradas foram submetidas ao teste de normalidade de Shapiro-Wilk.

Os dados da comunidade de FMA (composição e abundância) foram obtidos pela identificação morfológica e contagem de indivíduos de cada espécie ao microscópio. A matriz de abundância de espécies foi constituída do número de indivíduos de cada espécie por unidades amostrais. Os períodos (seco e chuvoso) foram

comparados e a significância da diferença entre as comunidades foi feita pela análise de PERMANOVA, que é definida como uma análise de variância permutacional multivariável (ANDERSON, 2001). A análise de PERMANOVA e os índices de diversidade foram realizados com auxílio do programa PRIMER versão 6.0 (CLARKE; GORLEY, 2006).

Para correlacionar as variáveis ambientais e abundância de espécies foi empregada a análise de correspondência canônica (CCA) (TER BRAAK, 1987). A matriz de variáveis ambientais incluiu, inicialmente, todas as variáveis químicas do solo (pH em água, N, P, K, Mg, Al, H + Al, Fe, saturação por bases (V%), soma de bases (SB), CTC a pH 7 (T), CTC efetiva (t), saturação por alumínio e matéria orgânica) e variáveis físicas (cascalho, areia e silte-argila). Após realizar a análise de correlação entre as variáveis, as altamente redundantes entre si foram eliminadas. Ao final as variáveis ambientais utilizadas foram: pH, Fe, MO, P, Al, Mg, Ca, areia e cascalho e os dados foram logaritmizados, visando melhor ajuste. As variáveis ambientais foram testadas para significância com 1000 permutações. Para a análise da CCA utilizou-se os pacotes Vegan 2.0.10, BiodiversityR e MASS no programa R versão 3.1.0 para Windows.

RESULTADOS

Os solos dos dois habitats estudados diferiram em relação ao pH ($p < 0,00$), tendo a formação florestal valores médios (5,70) mais elevados que os encontrados na formação herbáceo-arbustiva (4,5). Exceto pela concentração de K^+ ($p = 0,01$) e pela saturação de alumínio ($p < 0,00$), os solos da formação florestal apresentaram valores médios de Mg, Ca, SB, V e P-rem sempre significativamente inferiores aos mensurados na formação campestre (Tabela 1). As concentrações médias de MO não se diferiram entre as formações ($p = 0,10$) (Tabela 1).

A granulometria dos solos foi predominantemente arenosa, quando desconsiderados os subtipos de areia, apresentando diferenças entre as áreas do estudo ($p < 0,00$). A formação herbáceo-arbustiva apresentou maiores teores da fração cascalho, sendo os valores médios 75% superiores em relação à formação florestal ($p < 0,00$) (Tabela 2).

Tabela 1. Propriedades químicas do solo dos diferentes habitats sobre canga na Serra da Brígida, MG. Concentrações médias de fósforo (P), potássio (K), alumínio (Al), cálcio (Ca), magnésio (Mg), nitrogênio (N), ferro (Fe), acidez potencial (H+Al), soma de bases (SB), CTC efetiva (t), CTC a pH 7 (T), saturação por bases (V%), saturação por alumínio (m), matéria orgânica (MO), fósforo remanescente (P-rem), pH em água (pH).

Habitats	pH* H ₂ O	P -- mg dm ⁻³ --	K*	Al	Ca*	Mg*	H + Al	SB*	(t)	(T)	V* --- % ---	m* ---	MO g Kg ⁻¹	P-rem* mg L ⁻¹	N g/Kg	Fe* Mg/Kg
Herbáceo-arbustiva	4,51 ±0,2	2,66 ±0,7	33,0 ±4,9	1,39 ±0,5	0,82 ±0,3	0,17 ±0,05	17,08 ±5,5	1,07 ±0,3	2,47 ±0,9	18,16 ±5,8	6,05 ±1,1	56,12 ±4,1	10,22 ±6,7	29,73 ±4,4	2,4 ±0,1	5931,68 ± 1093
Florestal	5,70 ±0,08	2,95 ±0,4	41,33 ±4,9	1,38 ±0,1	0,13 ±0,01	0,09 ±0,01	15,42 ±1,5	0,33 ±0,03	1,71 ±0,09	15,75 ±1,5	2,11 ±0,3	80,57 ±2,6	14,54 ±2,6	7,41 ±0,9	3,0 ±0,08	3707,1 ±473

* Médias diferentes (teste t a 5% de significância).

Tabela 2. Porcentagem média das frações granulométricas dos habitats campestre e florestal estudados na Serra da Brígida, MG, segundo classificação de Wentworth (1922).

Habitats	----- Areia* -----						Silte-argila
	Cascalho*	Areia muito grossa	Areia grossa	Areia média	Areia fina	Areia muito fina	
	----- % -----						
Herbáceo-arbustiva	44,5 ±8,5	19,7 ±2,7	11,6 ±4,4	8,0 ±2,0	7,2 ±0,7	4,0 ±1,2	4,9 ±1,0
Florestal	11,1 ±2,1	18,0 ±1,8	28,3 ±2,2	20,4 ±3,2	10,6 ±2,5	4,3 ±2,1	7,3 ±4,0

* Médias apresentam diferenças significativas (test t a 5% de significância). Os dados são apresentados como médias de seis réplicas por habitat.

Não houve diferenças significativas na densidade de esporos entre os períodos de coleta, entretanto maior valor absoluto foi observado para a estação seca em ambos os habitats (Tabela 3). Quando consideradas as médias anuais entre os ambientes, houve diferença significativa ($p=0,02$), tendo a formação herbáceo-arbustiva maior densidade, em média de 448 esporos 50 mL^{-1} . Diferenças significativas de colonização micorrízica também não foram encontradas entre os períodos seco e chuvoso, embora em termo de valor absoluto, a colonização tenha sido superior na estação chuvosa. Entretanto, quando foram consideradas as médias anuais, a formação herbáceo-arbustiva apresentou maior taxa de colonização micorrízica ($p<0,00$) (Tabela 3).

Tabela 3. Densidade de esporos de FMA por 50 mL^{-1} de solo e porcentagem de colonização micorrízica nos habitats da formação herbáceo-arbustiva e florestal.

Períodos	Densidade de esporos (50 mL^{-1} solo)			Colonização (%)		
	Seco	Chuvoso	Média*	Seco	Chuvoso	Média*
Herbáceo-arbustiva	543± 229	353± 159	448± 212	59,67± 3,7	66± 6,8	62,67± 6,1
Florestal	304± 169	229± 37,7	226± 123	44,50± 2,6	47± 3,7	45,75± 3,3

* Médias apresentam diferenças ($p<0,05$).

Incluindo os dois períodos de coleta e os dois habitats estudados, foram registradas 33 espécies de Glomeromycota, pertencentes a 10 gêneros e 7 famílias (Acaulosporaceae, Ambisporaceae, Entrophosporaceae, Gigasporaceae, Racocetraceae, Scutellosporaceae e Glomeraceae, Tabela 4). Do total de táxons, 20 (61%) foram identificados ao nível específico e 13 (39%) até gênero. Considerando os dois ambientes estudados foram registradas 28 espécies em cada estação. O maior número de espécies pertence aos gêneros *Glomus* e *Acaulospora*, com onze e nove espécies, respectivamente, seguidos por *Gigaspora* com quatro, *Cetraspora* e *Scutellospora* com duas e *Ambispora*, *Claroideoglomus*, *Funneliformi*, *Orbispora* e *Racocetra* com apenas uma espécie. O gênero mais bem representado foi *Glomus* (33%), seguido de *Acaulospora* (27,2%), *Gigaspora* (12,2%), *Cetraspora* e *Scutellospora* (ambas com 6%), e os demais gêneros somados correspondem a 15,6%.

Vinte duas espécies foram encontradas em ambas as áreas e 13 delas foram encontradas nos dois períodos de coleta, podendo ser consideradas generalistas

(*Acaulospora mellea*, *A. scrobiculata*, *Acaulospora sp.1*, *Ambispora appendicular*, *Gigaspora gigantea*, *G. margarita*, *Cetraspora sp. 1*, *Cetraspora spinosissima*, *Claroideoglomerus etunicatum*, *Glomus brohultii*, *G. macrocarpum*, *Glomus sp. 1*, *Glomus sp. 2*). Seis espécies foram exclusivas da formação herbáceo-arbustiva (*Acaulospora sp.4*, *Scutellospora calospora*, *Glomus diaphanum*, *G. glomerulatum*, *G. trufemii*, *Funneliformis sp.1*) e cinco espécies ocorreram apenas na formação florestal (*Acaulospora sieverdingii*, *Acaulospora sp.3*, *Gigaspora sp. 1*, *Cetraspora sp. 2*, *Racocetra fulgida*).

Nos dois ambientes, a estação seca apresentou maior riqueza de espécies, com 25 delas ocorrendo na formação herbáceo-arbustiva e 23 na formação florestal. Entretanto, independentemente da estação e dos habitats, esporos de *Glomus macrocarpum*, *G. brohultii*, *Glomus sp1*, *Glomus sp2*, *G. microcarpum* e *Acaulospora mellea* foram mais frequentes e abundantes. No entanto, para a formação herbáceo-arbustiva houve uma inversão das espécies mais abundantes nas estações. Nesse habitat, na estação seca, a espécie mais abundante foi *G. macrocarpum* com 953 esporos e *A. mellea* apresentou 112 esporos. Na estação chuvosa, os valores de abundância dessas duas espécies foram, respectivamente, 385 e 485. A espécie *O. pernambucana* foi muito comum nos dois períodos de coleta na formação florestal.

Em relação à frequência de ocorrência, as espécies de *Acaulospora*, *Gigaspora*, *Scutellospora*, *Claroideoglomerus* e *Glomus* foram as dominantes nas duas áreas de estudo, tendo a formação florestal ainda mais dois gêneros, *Cetraspora* e *Orbispora*. *G. macrocarpum* foi a espécie mais frequente e em geral mais abundante, presente em todos os pontos amostrais das duas áreas, seguida por *Acaulospora mellea*. As áreas apresentaram um número considerável de espécies raras, sendo seis na formação herbáceo-arbustiva (21,42%) e sete na formação florestal (25,92%).

A partir dos resultados da análise de PERMANOVA foi possível observar que as comunidades apresentaram diferenças significativas entre si ($F=3,8315$; $p=0,004$) e entre as estações ($F= 4,07$; $p=0,002$), demonstrando que as comunidades de FMA são sensíveis ao grau de sazonalidade na região de estudo.

Tabela 4. Espécies de FMA detectadas nos habitats campestre (HA) e florestal (FF) nas estações seca e chuvosa na Serra da Brígida, MG.

Espécies	HA			FF		
	Seca	Chuvosa	FO	Seca	Chuvosa	FO
Acaulosporaceae						
<i>Acaulospora mellea</i> Spain & N.C. Schenck	+	+	D	+	+	D
<i>Acaulospora morrowiae</i> Spain & Schenck	+	+	D		+	R
<i>Acaulospora scrobiculata</i> Trappe	+	+	C	+	+	C
<i>Acaulospora sieverdingii</i> Oehl, Sýkorová, Błaszcz. & G.A. Silva					+	R
<i>Acaulospora spinosa</i> C. Walker & Trappe	+		R	+		C
<i>Acaulospora sp.1</i>	+	+	D	+	+	R
<i>Acaulospora sp.2</i>	+	+	C	+		C
<i>Acaulospora sp.3</i>				+	+	C
<i>Acaulospora sp.4</i>		+	R			
Ambisporaceae						
<i>Ambispora appendicula</i> (Spain, Sieverd. & N.C. Schenck) C. Walker	+	+	C	+	+	C
Gigasporaceae						
<i>Gigaspora decipiens</i> I.R. Hall & L.K. Abbott		+	R	+		C
<i>Gigaspora gigantea</i> (T.H. Nicolson & Gerd.) Gerd. & Trappe	+	+	D	+	+	MC
<i>Gigaspora margarita</i> W.N. Becker & I.R. Hall	+	+	D	+	+	D
<i>Gigaspora sp. 1</i>				+		R
Racocetraceae						
<i>Cetraspora auronigra</i> Oehl, L.L. Lima, Kozovits, Magna & G.A. Silva	+	+	MC	+	+	MC
<i>Cetraspora sp. 2</i>				+	+	D
<i>Racocetra fulgida</i> (Koske & C. Walker) Oehl, F.A. Souza & Sieverd.					+	R
Scutellosporaceae						
<i>Scutellospora calospora</i> (T.H. Nicolson & Gerd.) C. Walker & F.E. Sanders	+		D			
<i>Cetraspora spinosissima</i> (C. Walker & Cuenca) Oehl, F.A. Souza & Sieverd.	+	+	D	+	+	D
<i>Orbispora pernambucana</i> (Oehl, D.K. Silva, N. Freitas, L.C.	+		R	+	+	D

Maia) Oehl, G.A.Silva & D.K. Silva

Glomeraceae

<i>Claroideoglossum etunicatum</i> (W.N. Becker & Gerd.) C. Walker & A. Schüßler Claroideoglossaceae	+	+	D	+	+	D
<i>Rhizophagus diaphanum</i> (J.B. Morton & C. Walker) C. Walker & A. Schüßler	+	+	C			
<i>Glomus brohultii</i> R.A. Herrera, Ferrer & Sieverd.	+	+	D	+	+	D
<i>G. glomerulatum</i> Sieverd.	+	+	C			
<i>Glomus macrocarpum</i> Tul. & C. Tul.	+	+	D	+	+	D
<i>Glomus microcarpum</i> Tul. & C. Tul.	+	+	D	+		R
<i>Glomus trufemii</i> B.T. Goto, G.A. Silva & F. Oehl	+	+	MC			
<i>Glomus sp. 1</i>	+	+	D	+	+	D
<i>Glomus sp. 2</i>	+	+	MC	+	+	D
<i>Glomus sp. 3</i>	+	+	MC		+	C
<i>Glomus sp. 4</i>	+		R	+		R
<i>Glomus sp. 5</i>	+		C	+	+	D
<i>Funneliformis sp.1</i>		+	R			
Riqueza de espécies	25	23		23	21	

A frequência de ocorrência (FO) foi calculada para os dois períodos de coleta, baseada na equação $FO = J_i / K$, onde J_i é o número de amostras que a espécie i ocorreu e K é o número total de amostras, utilizando as seguintes categorias segundo Zhang et al. (2004): D = dominante; MC = muito comum; C= comum, R= rara, e + indica presença.

Levando em consideração a riqueza, diversidade (com base no índice de Shannon, que considera a riqueza de espécies e a equitabilidade dos indivíduos) e o índice de Margalef, que considera a riqueza das espécies, as áreas apresentaram valores bastante aproximados (Tabela 5). A similaridade entre as comunidades foi de 80%, baseada no índice de Sørensen.

Tabela 5. Riqueza de espécies de fungos micorrízicos arbusculares, abundância de esporos, índices de diversidade de Shannon e Margalef e índice de equitabilidade de Pielou, nas áreas estudadas (formação herbáceo-arbustiva e formação florestal), em áreas Canga, Minas Gerais.

Áreas	Riqueza	Abundância	Índice de Shannon	Índice de Margalef	Equitabilidade de Pielou
Formação Herbáceo-arbustiva	28	3570	2,00	3,30	0,60
Formação Florestal	27	1797	2,03	3,46	0,61

De acordo com o estimador de riqueza Jackknife 1, o número esperado de espécies foi de 33 para a formação herbáceo-arbustiva e 33,42 para a formação florestal (Fig. 7). O esforço amostral do estudo foi suficiente para resgatar entre 80-83% das espécies de FMA estimadas para as áreas estudadas.

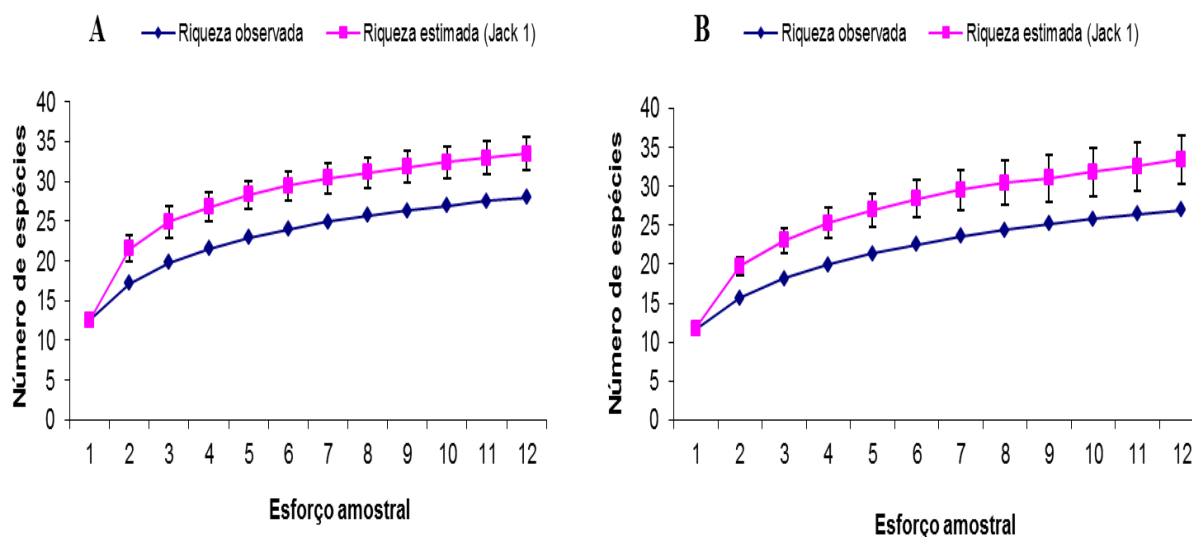


Figura 7. Curva de acumulação de espécies e riqueza estimadas pelo índice de Jackknife de primeira ordem (Jackknife 1), na formação herbáceo-arbustiva (A) e florestal (B).

Para melhor entendimento, os gráficos de ordenação foram separados: um com a ordenação dos pontos amostrais das áreas e outro com as das espécies, sendo que, em ambos, as posições das variáveis ambientais foram as mesmas (Fig. 8 e 9). Os autovalores dos eixos da CCA foram baixos (Eixo 1= 0,2296; Eixo 2= 0,1520) ($>0,5$ *sensu* ter Braak), o primeiro explicando 29,38% da variância total e o segundo 48,84%. O primeiro eixo foi fortemente correlacionado com pH, Fe e cascalho e o segundo com areia e P (Fig. 8), sendo suficientes para separar as duas áreas do estudo. O teste de permutação da CCA indicou que o pH ($F=3,13$, $P = 0,03$) foi o fator que mais influenciou a comunidade de FMA.

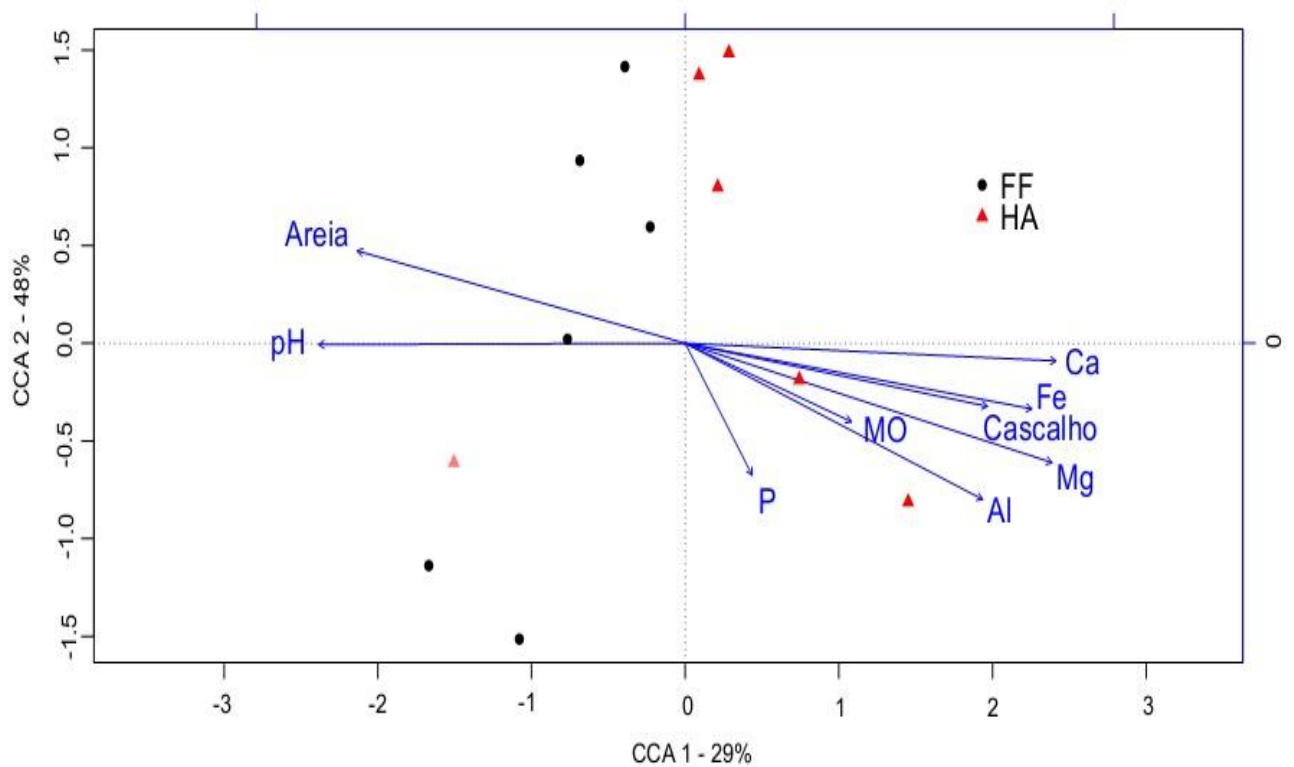


Figura 8. Diagrama de correlação entre os fatores ambientais e as características físico-químicas do solo produzido pela análise de correspondência canônica. O \blacktriangle é um ponto amostral da formação herbáceo-arbustiva que apresentou uma maior similaridade com a formação florestal.

A distribuição das 33 espécies de FMA não pode ser explicada em sua totalidade com as variáveis mensuradas durante a realização do presente estudo. Um grupo de espécies (*G. macrocarpum*, *C. spinosissima*, *G. diaphanum*, *G. gigantea*, *G. microcarpum*, *G. trufemii*) ficou fortemente relacionada com o Ca, Fe, cascalho, Mg,

MO, Al e P e outro grupo (*O. pernambucana*, *Glomus sp. 4*, *Acaulospora sp.3*, *A. Mellea*, *G. margarita*) ficou positivamente relacionada com areia e pH (Fig. 9).

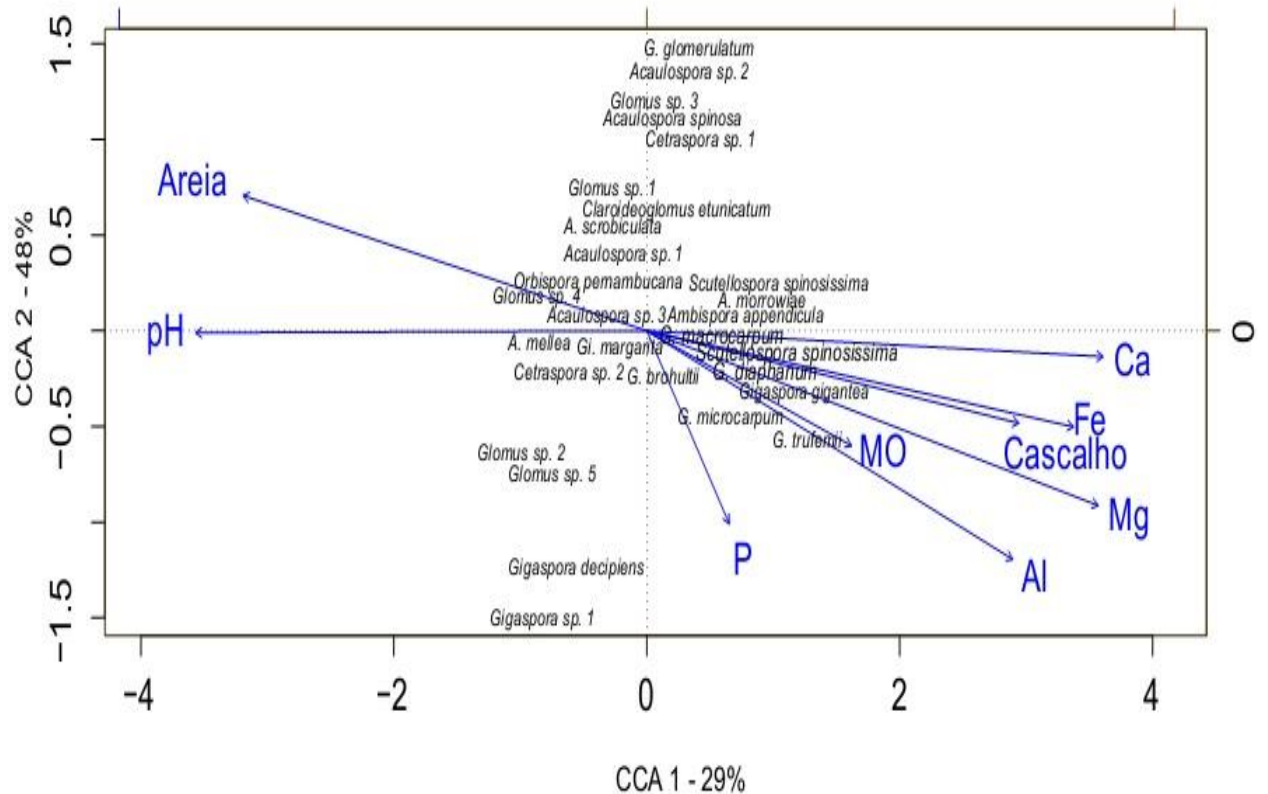


Figura 9. Diagrama de correlação entre os fatores ambientais e abundância de espécies produzido pela análise de correspondência canônica nas áreas estudadas.

DISCUSSÃO

Este corresponde o primeiro registro sobre a diversidade de fungos micorrízicos arbusculares em campos rupestres ferruginosos no Brasil. Apesar da restrição geográfica desse ecossistema, das condições edafo-climáticas peculiares (especialmente por ocorrerem sobre solos ricos em metais como ferro e alumínio), a diversidade na área do estudo (33 espécies) pode ser considerada alta em comparação com outros ecossistemas tropicais. Em áreas de cerrado, praticamente não há informações publicadas sobre a diversidade de fungos micorrízicos arbusculares em fitofisionomias nativas (MELLONI; SIQUEIRA; MOREIRA, 2003; ANGELINI et al., 2012). A

maioria dos estudos foi realizada em sistemas agropecuários manejados (CORDEIRO et al., 2005; MIRANDA; VILLELA; MIRANDA, 2005; FERREIRA et al., 2012). ANGELINI et al. (2012) registraram apenas 11 espécies em solos de cerrado sob plantio direto e convencional. Silva et al. (2012) relataram 34 espécies em áreas nativas de dunas e restinga e em áreas de dunas revegetadas. Souza et al. (2003) registraram 24 espécies em áreas da Caatinga. Até o momento apenas dois trabalhos foram realizados em campos rupestres brasileiros (PAGANO; SCOTTI, 2009; DE CARVALHO et al., 2012), mas ambos sobre quartzito.

Dentre as 33 espécies identificadas nos campos ferruginosos, 13 não puderam ser reconhecidas ao nível específico, por se tratarem, possivelmente, de novos táxons, por não se encaixarem nas espécies atualmente descritas. Essas pertencem aos gêneros *Acaulospora* (4), *Cetraspora* (2), *Gigaspora* (1) e *Glomus* (5), sendo necessárias mais informações morfológicas e obtenção de dados moleculares para a correta identificação taxonômica. Esse grande número de espécies possivelmente novas reforça a hipótese de que os complexos rupestres ferruginosos são regiões de alta diversidade de habitats, resultando em endemismo e diversidade da flora (JACOBI et al., 2007) e também de organismos rizosféricos.

Treze espécies encontradas na área de estudo foram também registradas em campos rupestres quartzíticos de Minas Gerais (DE CARVALHO et al., 2012), sendo elas: *Acaulospora mellea*, *A. morrowiae*, *A. spinosa*, *A. scrobiculata*, *Ambispora appendicula*, *Gigaspora decipiens*, *G. margarita*, *G. diaphanum*, *Claroideglomus etunicatum*, *G. macrocarpum*, *G. microcarpum*, *Scutellospora calospora* e *Orbispora pernambucana*. Também, há relatos de algumas dessas espécies em solo agropecuários no cerrado (ANGELINI et al., 2012; FERREIRA et al., 2012; MARTINS; MIRANDA; MIRANDA, 1999), com exceção de *O. pernambucana*, que foi recentemente descrita para áreas de Mata Atlântica do Nordeste brasileiro (SILVA et al., 2008) e tem sido prioritariamente registrada em áreas naturais (PEREIRA et al., 2014).

Com relação às espécies encontradas, *Acaulospora spinosa* apresenta ampla distribuição geográfica, sendo mencionada em diversos ambientes naturais ou manejados (BENEDETTI et al., 2005; DANDAN; ZHIWEI, 2007; DE MELLO et al., 2012; SOUZA et al., 2012; GOMIDE et al., 2013). Similarmente, *Glomus macrocarpum* está presente em todos ambientes de cerrado sob diferentes condições de

uso e manejo (FERREIRA et al., 2012). Por outro lado, algumas espécies até então consideradas de ocorrência restrita no Brasil foram registradas no presente estudo, sendo elas: *A. sieverdingii* a qual havia sido apenas observada em áreas de dunas e restingas na Paraíba (SILVA et al., 2012); *G. trufemii*, que foi recentemente descrita para áreas de dunas do nordeste brasileiro (GOTO et al., 2012) e *O. pernambucana*, espécie isolada de áreas de Mata Atlântica (SILVA et al., 2008), sugerindo que essas espécies tem ampla distribuição geográfica.

A predominância do gênero *Glomus* nas duas áreas estudadas, pode estar relacionada à grande capacidade adaptativa das espécies pertencentes a esse táxon, que ocorre em solos com uma ampla faixa de pH (HO, 1987) e que é eficiente em se ajustar a distúrbios no solo (OEHL et al., 2010). As espécies do gênero *Glomus* também apresentam alta taxa de esporulação, permitindo estabelecimento considerável em todos os ambientes, independentemente das condições climáticas (CAPRONI et al., 2003).

O elevado número de espécies de *Acaulospora* provavelmente está relacionado à acidez dos solos e aos baixos teores de fósforo das áreas do estudo (SIEVERDING, 1991; SOUZA et al., 2003;). Geralmente espécies de *Glomus* e *Acaulospora* são frequentes e abundantes em regiões tropicais naturais quanto antropizadas. Espécies desses gêneros também foram abundantemente encontradas em solos ácidos de áreas de Mata Atlântica (BONFIM et al., 2013; PEREIRA et al., 2014), Amazônia (STÜRMER; SIQUEIRA, 2011), campos rupestres quartzíticos (DE CARVALHO et al., 2012), florestas sazonais secas no México e em áreas revegetadas após mineração de bauxita (CAPRONI et al., 2003, GUADARRAMA et al., 2014).

Tanto a densidade de esporos, como a riqueza de espécies foram maiores na estação seca, e resultados semelhantes foram encontrados por Caproni et al. (2003), investigaram a diversidade de FMA em áreas revegetadas após mineração de bauxita. Os autores sugerem que o estresse hídrico estimula a esporulação de um maior número de espécies, enquanto a umidade favorece a germinação dos esporos, resultando em uma menor densidade e maior colonização (GUADARRAMA; ÁLVAREZ-SÁNCHEZ, 1999; CUENCA; LOVERA, 2010). Entretanto, algumas espécies foram encontradas apenas no período chuvoso, como no caso de *Acaulospora sieverdingii* e *Racocetra fulgida*, indicando que estudos sobre diversidade de FMA devem considerar diferentes

períodos de amostragem, utilização de cultura armadilha e técnicas moleculares como estratégias para um melhor levantamento da riqueza de espécies (NOBRE et al., 2007).

As comunidades de FMA nas formações vegetacionais estudadas parecem ser sensíveis à sazonalidade climática. A maioria das espécies de *Acaulospora* esporulou no período chuvoso, corroborando os dados de Aidar et al. (2004) com exceção de *Acaulospora spinosa*, que foi recuperada apenas no fim da estação seca na formação herbáceo-arbustiva. Esse pico de esporulação de *Acaulospora* pode estar relacionado com a maior precipitação do período e com as espécies vegetais estabelecidas na área de estudo (LOVELOCK; ANDERSEN; MORTON, 2003). O mesmo não foi observado na formação florestal, onde houve redução na frequência e abundância do gênero *Acaulospora* no fim da estação chuvosa sendo o mesmo comportamento observado por CAPRIONI et al. (2003) em áreas de mineração de bauxita no Pará.

A maioria das espécies apresentou pico de esporulação na estação seca, incluindo *Gigaspora gigantea*, divergindo dos resultados encontrados por Picone (2000), que verificou que espécies desse gênero esporulam mais na estação chuvosa. Entretanto, resultados semelhantes foram encontrados em áreas após mineração de bauxita (CAPRIONI et al., 2003a) e em florestas sazonais seca no México (GUADARRAMA et al., 2014).

A densidade de esporos na formação herbáceo-arbustiva foi semelhante àquela encontrada por Cordeiro et al. (2005) em áreas de cerrado com vegetação nativa e superior a mensurada em outros ecossistemas, como a Caatinga (DA SILVA et al., 2001; SOUZA et al., 2003), Mata Atlântica (TRUFEM, 1990), florestas de Araucária (MOREIRA et al., 2007), florestas secas sazonais do México (GUADARRAMA et al., 2014), mas inferior à encontrada nos campos rupestres quartizíticos (DE CARVALHO et al., 2012).

A colonização micorrízica é uma variável que pode ser influenciada por inúmeros fatores como densidade de raízes e de propágulos, e eficiência de colonização (AFEK et al., 1990). Diante disso, a alta taxa de colonização e número de esporos que foram observados nas áreas de estudo (principalmente quando comparados a ecossistemas como Caatinga, Mata Atlântica), pode estar relacionada à maior dependência das espécies vegetais a simbiose (CORDEIRO et al., 2005), devido à riqueza de gramíneas, asteraceas e leguminosas, famílias conhecidas por formar

associações com FMAs (BENEDETTI et al., 2005; VIANA; LOMBARDI, 2007; MESSIAS et al., 2012; RODRÍGUEZ-RODRÍGUEZ; HERRERA; FURRAZOLA, 2013). Além disso, os baixos teores de fósforos nas áreas ($<3 \text{ mg dm}^{-3}$) estimulam a micorrização, já que o fósforo é um elemento de difícil mobilização e nessas condições os FMA assumem um papel determinante na sobrevivência das espécies vegetais (BERBARA; SOUZA; FONSECA, 2006; SMITH; READ, 2008). Dados referentes à colonização no presente estudo foram semelhantes aos encontrados por Martins et al. (1999), em raízes de *Aristida setifolia* no cerrado natural e também em solos oligotróficos de savanas venezuelanas, em que a colonização foi uma característica geral da vegetação (LOVERA; CUENCA, 1996).

A curva de acumulação de espécies não atingiu o ponto de estabilização (platô), indicando que a amostragem não foi suficiente para revelar toda a riqueza de FMA presente nas áreas. No entanto, a amostragem foi suficiente para resgatar 80% e 83% das espécies (segundo estimativa de Jackknife 1) nas formações herbáceo-arbustiva e florestal, respectivamente. Em estudos de diversidade de FMA realizados anteriormente, nos quais a curva também foi aplicada, esse platô também não foi alcançado (STÜRMER; SIQUEIRA, 2011; ALGUACIL et al., 2011; SILVA et al., 2012; PEREIRA et al., 2014;). Em parte, a riqueza total de FMA pode ser subestimada, pois algumas espécies estão presentes no solo apenas na forma vegetativa e, podem não estar esporulando no momento da coleta. Recomenda-se a realização de novas coletas nas áreas de estudo e a utilização de outras técnicas a fim de melhor representar a estrutura de comunidade de FMA nas áreas, uma vez que a curva de acumulação de espécies ainda não estabilizou.

A alta similaridade de espécies entre as áreas estudadas pode ser reflexo das características do solo, entretanto a heterogeneidade encontrada nesses ambientes, que pode ser observado especificamente por um ponto amostral da formação herbáceo-arbustiva ser mais próxima a formação florestal (Figura 8), também observado por Valim et al. (2012), pode criar nichos semelhantes podendo ser responsável por tamanha similaridade. Apesar disso as áreas apresentam diferenças marcantes em relação a parâmetros importantes, como pH e teores de potássio, cálcio e ferro, que podem ter sido suficientes para selecionar espécies em cada habitat, já que o tipo de solo influencia fortemente a comunidade de FMA (OEHL et al., 2010). A influência da vegetação também deve ser considerada, devido às áreas compartilharem muitas espécies vegetais

(informação pessoal, Dra. Maria Cristina T. B. Messias, que está realizando o levantamento fitossociológico na área).

Espécies de FMA comuns aos habitats e com um valor elevado em relação à ocorrência e abundância devem ser cogitadas como potenciais inóculos para recuperação de áreas degradadas, já que essas estão bem adaptadas às condições edáficas e realizam simbiose com ampla variedade de hospedeiros (CAPRONI et al., 2003b). A seleção de isolados apropriados é uma estratégia fundamental em planos de recuperação de áreas degradadas, dada a importância dos FMA no funcionamento do sistema solo-planta, refletindo na sua produtividade e auto-sustentabilidade em solos degradados (GAUR; ADHOLEYA, 2004). *Glomus macrocarpum*, que apresentou maior frequência e abundância (correspondendo a aproximadamente 37% do total de esporos recuperados) se destaca como uma espécie com potencial a ser utilizada em programas de recuperação de áreas degradadas. Caprioni et al. (2007) também apontam nessa direção, devido ao amplo estabelecimento dessa espécie em resíduos de mineração de bauxita, à sua alta esporulação nesse substrato, além da sua alta capacidade infectiva e competitiva (CAPRONI et al., 2003b).

Algumas espécies apresentaram comportamentos diferenciados em relação às áreas. *Glomus microcarpum* e *Acaulospora sp. 1* foram classificadas como raras na formação florestal e dominantes na formação herbáceo-arbustiva. No entanto, não pode-se afirmar em sua totalidade, que a espécie de fato se trata de uma espécie rara, pois os dados de frequência de ocorrência foram baseados apenas na identificação morfológica dos esporos e esta podem utilizar outras estratégias de manutenção. Portanto, os resultados devem ser analisados cautelosamente. Entretanto, a maioria das espécies raras se trata de possíveis novos táxons (*Acaulospora sp. 1*, *Gigaspora sp. 1*, *Glomus sp.4*, *Funneliformis sp.1*) e se considerarmos a restrição geográfica desse ecossistema e seu processo acelerado de perda de habitat, essas informações reforçam a necessidade da criação, em caráter de urgência, de políticas de conservação que considerem a heterogeneidade ambiental dos complexos rupestres ferruginosos.

Estudos anteriores tem se dedicado a verificar os efeitos das condições físico-químicas do solo sobre a composição da comunidade de FMAs (ZAREI et al., 2010; DE CARVALHO et al., 2012; GOMIDE; SANTOS, 2009; PEREIRA et al., 2014), mas ainda é restrito o número de publicações que utilizaram a análise de correspondência

canônica para essa finalidade (OEHL et al., 2010; ALGUACIL et al., 2012; GONG et al., 2012; KAWAHARA; EZAWA, 2013). Os parâmetros avaliados foram suficientes para explicar 48% da variação total dos dados, os 52% restantes possivelmente estão associados à outras variáveis que não foram mensuradas. Um estudo realizado por Yang et al. (2012) teve como objetivo conhecer a distribuição de FMA em escala global e verificar se as plantas hospedeiras são que apresentam maior influência na distribuição de FMA. Foi observado que a vegetação explicou 58% da variância na distribuição de FMA. Os mesmos autores atribuíram o restante da variância não explicada a atributos do solo que não foram avaliados. Em trabalho, cujo objetivo foi conhecer os efeitos de fatores climáticos e edáficos sobre a comunidade de FMA na rizosfera de *Hippophae rhamnoides*, na China, foi indicado que fatores ambientais, clima e solo, tiveram efeitos significativos, explicando 84% da variância dos dados (GONG et al., 2012).

Estudos taxonômicos e ecológicos de FMA em campos rupestres ferruginosos devem ser incentivados com a inclusão de técnicas moleculares, para obter informações mais detalhadas sobre a ocorrência, diversidade e a influência da simbiose na dinâmica desses ambientes. Com este estudo foi possível resgatar mais algumas possíveis novas espécies, pois essas não se encaixam nas espécies atualmente descritas, com descrição completa de *Cetraspora auronigra* (LIMA et al., 2014, in press). As comunidades de FMA nos diferentes períodos diferiram entre si e entre as áreas, indicando um comportamento sazonal em muitas espécies e que comunidades geograficamente próximas exprimem diferenças significativas. Este trabalho leva a um avanço no conhecimento da diversidade de FMA em campos rupestres, e pode servir de subsídio para o planejamento de recuperação de ambientes degradados, estado em qual se encontram várias áreas de campos rupestres ferruginosos.

O PAPEL DOS FUNGOS MICORRÍZICOS ARBUCULARES NO CRESCIMENTO DE *PERIANDRA MEDITERRANEA* (VELL.) TAUB. EM LATERITA PÓS-MINERAÇÃO DE BAUXITA²

RESUMO

Os efeitos de fungos micorrízicos arbusculares (FMAs) sobre o crescimento e produção de biomassa aérea e radicular de *Periandra mediterranea*, uma espécie nativa de campos ferruginosos e cerrado, em substrato pós-mineração de bauxita foram

investigados. Testamos a hipótese que plântulas inoculadas com FMA nativos (*Scutellospora calospora*) se sobressairiam em relação a sobrevivência, taxa de crescimento ou ganho de biomassa final em relação a espécies de FMAs não nativos (*Glomus clarum* e *Entrophospora colombiana*) e ao controle. O delineamento experimental foi inteiramente casualizado com quatro tratamentos (três isolados fúngicos e um controle), com vinte repetições por tratamento e os vasos foram mantidos em casa de vegetação por 180 dias. Taxa de sobrevivência de *P. mediterranea* foi de 100% em todos os tratamentos. A inoculação influenciou positivamente a biomassa final das plantas e significativamente na biomassa radicular, que foi maior no tratamento com *S. calospora* para todos os parâmetros avaliados, exceto colonização, em que o tratamento com *G. clarum* apresentou maiores valores. O experimento mostrou que *P. mediterranea* tolera as condições adversas do substrato pós-mineração, o que é um dos principais fatores limitantes para o estabelecimento das espécies vegetais. Por se tratar de uma leguminosa, ela pode promover o enriquecimento de nitrogênio no solo, melhorando as condições do substrato e favorecendo o estabelecimento de outras espécies vegetais. Mais pesquisas são necessárias para verificar se os padrões observados em casa de vegetação serão repetidos em campo. Esses resultados sugerem que essa espécie tem potencial para ser utilizada em projetos de revegetação de áreas degradadas pela mineração de bauxita.

Palavras-chave: Canga, *Periandra mediterranea*, micorriza arbuscular, mineração; revegetação.

INTRODUÇÃO

O impacto ambiental causado por atividades de mineração abrange áreas muito mais extensas que aquela propriamente minerada. Isso se dá, por exemplo, pela contaminação de recursos hídricos, podendo atingir toda bacia, por meio da drenagem ácida ou pela construção de bacias de rejeito, e pela emissão de particulados para a atmosfera (DIAS; GRIFFITH, 1998; POMPÉIA, 1998). Além disso, nas minerações a céu aberto, a remoção completa da vegetação e da camada superficial do solo está entre os efeitos mais impactantes para os ecossistemas (DIAS; GRIFFITH, 1998; MACHADO et al., 2013), dificultando os processos de restauração ecológica, devido à

perda das propriedades físicas e biológicas do solo (BAREA; AZCÓN; AZCÓN-AGUILAR, 2002).

Técnicas físicas, químicas ou biológicas podem ser empregadas para remediar solos (KHAN et al., 2000), sendo a utilização de plantas umas das práticas mais vantajosas, devido ao seu baixo custo. A colonização vegetal em solos degradados não só promove a melhoria das características físicas e químicas do ambiente, mas também adiciona várias interações bióticas e abióticas com as quais comumente as plantas estão envolvidas, como simbioses com microrganismos (ANDRADE; TAVARES; MAHLER, 2007). A escolha de espécies adequadas às condições do substrato é uma estratégia fundamental para a viabilização da revegetação de áreas degradadas (CAMPELLO, 1998; SCHÜTZENDÜBEL; POLLE, 2002). O potencial genotípico das espécies aliado as interações simbióticas com diversos (micro)organismos permite que determinadas plantas colonizem solos que apresentam características limitantes para o estabelecimento de outras espécies (ANDRADE; TAVARES; MAHLER, 2007). Tais interações são capazes de promover uma melhora no crescimento e saúde das plantas e melhoria na qualidade do solo, características essenciais para a restauração de ecossistemas auto-sustentáveis (BAREA; AZCÓN; AZCÓN-AGUILAR, 2002; GAUR; ADHOLEYA, 2004). Embora os benefícios da promoção das interações planta-microrganismos de solo sejam amplamente reconhecidos, a prática de restauração da comunidade microbiana no solo não é tão difundida quanto a de simples revegetação (SOUZA et al., 2012).

Micorrizas são associações entre raízes de plantas e fungos do solo, onde as plantas fornecem fotossintetizados para os fungos, que em troca disponibilizam nutrientes de difícil mobilização para as plantas (FACELLI; SMITH; SMITH, 2008; SMITH; READ, 2008). Essa simbiose pode influenciar o ambiente terrestre de diferentes maneiras, seja diretamente pela sua interação com o substrato ou indiretamente com as plantas hospedeiras (FINLAY, 2004). Perturbações no solo podem reduzir o número de propágulos de fungos micorrizicos, devido a total retirada do *topsoil* (JASPER; ABBOTT; ROBSON, 1991), e desses dependem os FMA's para continuar nos ecossistemas (BRUNDRETT, 2009), prejudicando a simbiose que é de extrema importância ecológica, pois desempenha papel essencial nas comunidades vegetais (AZCÓN; BAREA, 1997; VAN DER HEIJDEN et al., 1998). Micorrizas arbusculares aumentam o volume de solo a ser explorado pelo sistema radicular,

favorecendo o uso de nutrientes (CALDEIRA et al., 1999; BERBARA; SOUZA; FONSECA, 2006). Além disso, elas influenciam as características físicas do solo através de suas hifas extra-radulares que agregam as partículas minerais. Micorrizas também afetam propriedades químicas, pela produção de glomalina, por exemplo (BERBARA; SOUZA; FONSECA, 2006; FOLLI-PEREIRA et al., 2012).

Em áreas com solos naturalmente ricos em metais pesados ou cotaminadas pela ação antrópica, micorrizas também parecem desempenhar papel relevante para a sobrevivência das espécies vegetais (SHETTY et al., 1994; SCHÜTZENDÜBEL; POLLE, 2002; CAPRONI et al., 2003b). Respostas diferenciadas foram encontradas em estudos que tiveram como objetivo avaliar os efeitos de FMAs em plantas em solos ou rejeitos ricos em metais pesados. Shetty et al. (1994) testou os efeitos de fungos micorrízicos sobre o crescimento de duas gramíneas em solos contaminados com metais pesados. Uma das espécies mostrou-se totalmente dependente da micorrização para sua permanência na área e nela obsevou-se alteração no padrão de translocação de metais nos tecidos da planta, que passaram a ser mais acumulados nas raízes que na parte aérea. Outro estudo realizado com *Pinus* indicou que a micorrização estimulou o sistema de defesa fenólica, tamponando significativamente os efeitos do cádmio nas plantas, porém as vias pelas quais se dá essa proteção ainda são desconhecidas (SCHÜTZENDÜBEL; POLLE, 2002).

Ainda são escassos os estudos que avaliam respotas da micorrização em especies nativas de ecossistemas tropicais e as informações são ainda mais limitadas quando se referem aos campos ferruginos. Até o momento, apenas um estudo sobre a diversidade de FMAs foi realizado nesses ambientes (Capítulo 2). O presente estudo também é pioneiro em testar respostas da inoculação em plantas nativas desse ecossistema como possível estratégia para recuperar áreas que se encontram em avançado estado de degradação. Essas informações são relevantes, pois fornecem um critério útil na seleção de plantas a serem utilizadas em locais contaminados a serem revegetados (SHETTY et al., 1994).

No presente estudo, objetivou-se testar o efeito da inoculação de mudas de uma espécie lenhosa nativa dos campos ferruginosos, também encontrada no cerrado (EITEN, 1972; JACOBI; FONSECA; VINCENT, 2008; MESSIAS et al., 2012), com três espécies de FMAs, sendo uma delas encontrada na área de estudo (Capítulo 2 da dissertação). As

plantas foram cultivadas em substrato, pós-mineração de bauxita, triturado. A hipótese testada foi de que plantulas de *P. mediterranea* (Vell.) Taub. previamente inoculadas com FMA da área de estudo (*Scutellospora calospora*) deveriam ser favorecidas quanto à sobrevivência e taxas de crescimento ou ganho de biomassa. Espera-se com esse estudo fornecer informações valiosas sobre o comportamento dessa espécie nativa em associação com FMAs, para que possam, futuramente, ser usadas em processos de recuperação de áreas degradadas por mineração de bauxita.

METODOLOGIA

Área de estudo e preparo do substrato

O experimento foi realizado em casa de vegetação climatizada no *campus* da Universidade Federal de Ouro Preto, Minas Gerais, entre setembro de 2013 e março de 2014. O substrato, que estava em processo natural de intemperização, foi coletado em uma antiga área de exploração de bauxita, em agosto de 2013 (Fig. 1A). Após a retirada do material superficial na década de 1960, a área foi abandonada sem qualquer ação para a revegetação ou restauração ecológica. Essa área (20°21'44.37" 43° 30' 11.07" O) localiza-se na porção superior da Serra da Brígida, inserida na Área de Proteção Ambiental Estadual Cachoeira das Andorinhas (APA/CA), no município de Ouro Preto, Minas Gerais. Para a montagem dos vasos foram utilizados seis litros de substrato, que não foram submetidos a qualquer tratamento físico ou químico.

De acordo com a análise de fertilidade realizada, o substrato possui as seguintes características: MO 2.5 g Kg⁻¹(Walkley-Black); pH em H₂O 5,33; Al+Al 1,25 cmol_c.dm⁻³, Al⁺³ 0.00 cmol_c.dm⁻³, Ca²⁺ 0.19 cmol_c.dm⁻³, Mg²⁺ 0.02 cmol_c.dm⁻³ extraídos em acetato de cálcio; K 2.16 mg kg⁻¹, P 0.58 mg kg⁻¹ em Mehlich 1; N 0.12 g kg⁻¹; P-rem 7,48 mg L⁻¹; SB 0.22 cmol_c.dm⁻³, (t) 0.22 cmol_c.dm⁻³, (T) 1.47 cmol_c.dm⁻³, V 14.96%, m 0.00% (EMBRAPA, 1997).

Espécie vegetal e experimento em casa de vegetação

Sementes de *Periandra mediterranea* (Vell.) Taub. foram coletadas (julho/2012) em áreas de campos ferruginosos na Serra da Brígida e foram mantidas sob refrigeração até o momento da sementeira, que ocorreu em setembro de 2013.

Periandra mediterranea tem distribuição neotropical e é encontrada especialmente em campos e cerrados (FUNCH; BARROSO, 1994). A espécie tem porte arbustivo e apresenta sistema radicular bem desenvolvido, além de ser indicadora de campos rupestres (DUTRA; FUNCH; BARROSO, 1994; MESSIAS; GARCIA, 2005; COSTA et al., 2011). Ela tem sido frequentemente relatada em estudos fitossociológico e florísticos em áreas de campos ferruginosos, ecossistema que se encontra em processo acelerado de perda habitat, devido a sua associação a minério de ferro e bauxita (JACOBI et al., 2007; JACOBI; VIANA; LOMBARDI, 2007; FONSECA; VINCENT, 2008; MESSIAS et al., 2012).

As sementes foram imersas em solução de hipoclorito de sódio (NaClO) a 1%, sob agitação por 5 min, para auxiliar na quebra da dormência e eliminar possíveis patógenos e, posteriormente, foram lavadas com água destilada. Em seguida, as sementes foram semeadas em vermiculita e mantidas em temperatura (25°C) e umidade (70%) constantes, em casa de vegetação. Após 100 dias, com as plântulas com aproximadamente três folhas e 100 mm de altura, foi realizado o transplântio para vasos com 6 L de substrato (Fig. 1B e 1C). Neste momento foi realizada a inoculação na forma de solo-inóculo, aproximadamente 50 esporos, além de fragmentos de raízes e micélio extra-radicular, que constituem outras formas de propágulos.

Os fungos micorrízicos arbusculares usados foram: *Glomus clarum* Nicol. & Schenck (Acesso A5), *Entrophospora colombiana* Spain & Schenck (Acesso A015), *Scutellospora calospora* (Nicol.&Gerd.) Walk .& Sand. (Acesso A80) gentilmente cedidos pelo Dr. Orivaldo Saggin, pesquisador da Embrapa Agrobiologia. Eles foram multiplicados em vasos de cultura armadilha, tendo a braquiária como planta hospedeira em vários ciclos.

O delineamento experimental foi inteiramente casualizado com quatro tratamentos (três isolados fúngicos e um controle), com vinte repetições por tratamento, totalizando 80 vasos (Fig. 1C). Durante todo o experimento, as mudas foram irrigadas duas vezes ao dia, por três minutos. A cada vinte dias, a altura (mm) dos indivíduos de *P. mediterranea* foi mensurada. O diâmetro do caule não foi medido, por ser o caule ainda muito delicado, evitando-se possíveis danos à planta. Foram também contados o número de folhas e de folíolos.

Após 180 dias da inoculação, as plantas foram colhidas inteiras para avaliação das seguintes variáveis: área foliar, com o auxílio do Software *ImageJ* versão 1.32j (Wayne Rasband National Institute of Health, USA) e biomassa seca da parte aérea e das raízes após a secagem em estufa a 50 °C, até peso constante. Uma subamostra de matéria fresca do sistema radicular (aproximadamente 1g), de seis plantas por tratamento, foi separada aleatoriamente para avaliar a colonização micorrízica. Amostras das raízes foram coradas com azul de tripano (0,05%) (PHILLIPS; HAYMAN, 1970) e o percentual de colonização por FMA foi calculado pelo método da lâmina (GIOVANETTI; MOSSE, 1980).

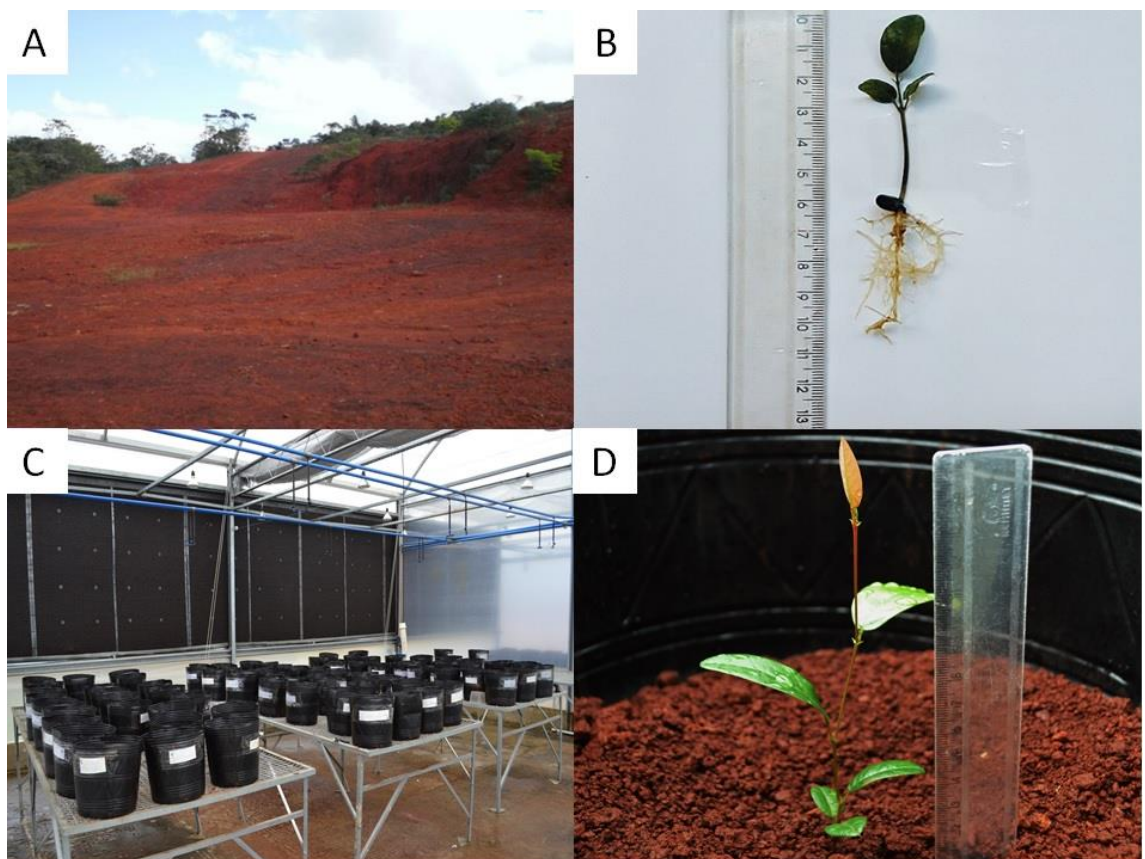


Figura 1. A) Área impactada pela extração de bauxita onde foi coletado o substrato para o experimento, B) Plântulas que foram transplantadas para o vaso, C) Experimento em casa de vegetação, D) Plântulas após quarenta dias do início do experimento.

Análise química das plantas

Seis indivíduos de cada tratamento foram separados e divididos em: parte aérea (folhas e caule) e raízes. As plantas foram lavadas com água deionizadas e secas em

estufa a 50 °C até atingirem peso constante. Em seguida o material vegetal foi moído em Moinho de Facas tipo Willey (Solab) e encaminhados para o Laboratório de Geoquímica Ambiental (DEGEO/EM/UFOP). Os 0,25 g de amostras dos tecidos vegetais foram colocadas em vasos de polímeros perfluorocalcoxi (PFA). Oito mililitros de ácido nítrico (2 Mol/L) e 2.0 mL de peróxido de oxigênio (30% v/v) foram adicionados em cada frasco (CASTRO et al., 2009). Para o controle, amostras padrão (Apple leaves, NIST – 1515) também foram adicionadas à digestão juntamente às amostras de folhas. Em seguida o material vegetal foi colocado em micro-ondas sob temperatura controlada segundo metodologia de Castro et al. (2009). Os teores de Al, Ba, Ca, Co, Cr, Cu, Fe, K, Li, Mg, Mn, Na, Ni, P, Pb, S, Sr, Ti, V, Y e Zn foram determinados por Espectrometria de emissão atômica por plasma indutivamente acoplado (ICP-OES) no Laboratório de Geoquímica Ambiental no DEGEO/EM/UFOP.

Análise de dados

Os dados de altura, área foliar, biomassa da parte aérea, biomassa radicular, razão raiz : parte aérea e colonização micorrízica foram testados quanto a sua normalidade (Shapiro-Wilk) e submetidos à análise de variância e ao teste de média (Fisher, 5%), utilizando o software R versão 3.1.0 para Windows. Taxas de incremento na biomassa aérea e radicular promovida pela inoculação foram calculadas com a fórmula proposta por Weber et al. (2004): $I = 100\% [(X - Y) / Y]$, onde X = valor médio do tratamento inoculado e Y = o valor médio do controle.

RESULTADOS

As taxas de sobrevivência de *P. mediterranea* foram de 100% em todos os tratamentos. A inoculação influenciou positivamente a biomassa final das plantas ($F=3,03$, $p=0,03$), que foi maior no tratamento com *S. calospora*, com média de 0,92 g ($\pm 0,24$), e não diferindo daquela aferida nas plantas inoculadas com *G. clarum* (0,90 g) (Tabela 1). A biomassa total das plantas inoculadas com *E. colombiana* (0,86 g) não diferiu da mensurada no controle (0,71 g).

A razão raiz : parte aérea não diferiu entre os tratamentos ($F=1,54$, $p=0,2$), com valores médios de 0,82 para o controle, 0,94 para o tratamento com *G. clarum*, 0,90 para *E. colombiana* e 0,96 para *S. calospora* (Tabela 1).

Em relação à colonização, todos os tratamentos apresentaram diferenças significativas entre si, sendo a maior taxa de colonização encontrada no tratamento com *G. clarum*.

Tabela 1. Incremento da parte aérea, incremento da raiz, razão raiz:parte aérea, biomassa total e colonização em plântulas de *P. mediterrânea*, inoculadas ou não com FMA, ao fim do experimento (180 dias).

Tratamentos	I ^a - Parte aérea	I ^a - Raiz	Razão r: parte aérea	Biomassa total (g)	Colonização (%)
Controle			0,82 a	0,71 a	3% a
<i>E. colombiana</i>	25,43 a	44,25 a	0,90 ab	0,86 ab	32% b
<i>G. clarum</i>	31,06 a	57,51 a	0,94 ab	0,90 b	46% d
<i>S. calospora</i>	35,91 a	20,58 a	0,96 b	0,92 b	42,8% c

Valores seguidos pela mesma letra não são diferentes pelo teste de Fisher a 5%.

I^a Incremento promovido pela inoculação

A inoculação de *S. calospora* favoreceu a produção de biomassa seca das raízes, resultando em diferenças significativas ($F=3,68$, $p=0,01$), com valores médios de 0,44 g, sendo superior em 28%, quando comparado ao controle (Fig. 2D e 3). Para os demais parâmetros (altura, área foliar e biomassa da parte aérea) não houve diferenças significativas (Fig. 2A, B e C). *E. colombiana* foi a espécie de FMA que menos influenciou nas variáveis mensuradas nas plantas, embora tenha resultados em maiores valores que o controle

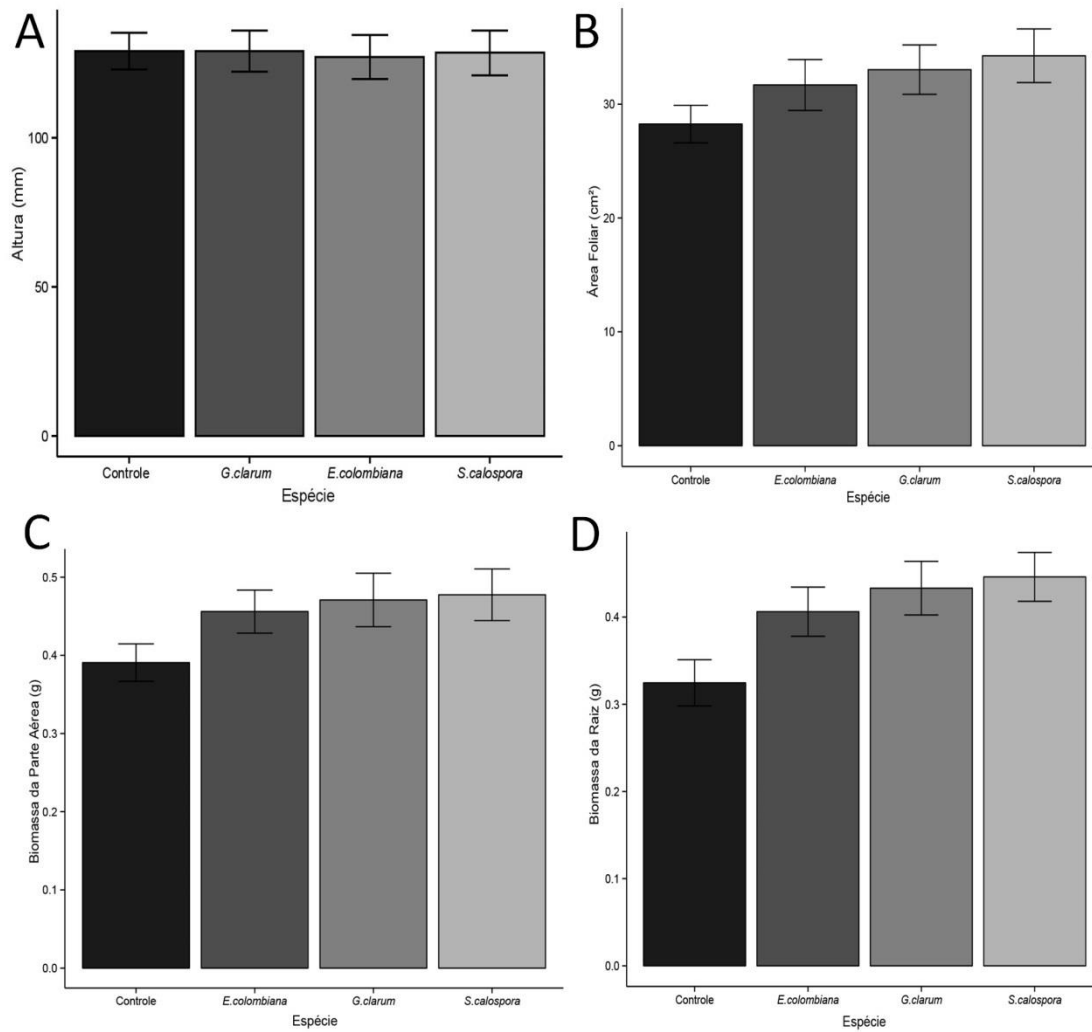


Figura 2. Valores médios de altura (A), área foliar (B), biomassa seca da parte aérea (C) e biomassa seca das raízes de plântulas (D) de *P. mediterranea* após seis meses de desenvolvimento em laterita.



Figura 3. Indivíduos de *Periantra mediterranea* no final do experimento, com 180 dias após transplante para os vasos dos tratamentos: a) Controle; b) inoculadas com *Glomus clarum*; c) com *Entrophospora colombiana* e d) com *Scutellospora calospora*. Para efeito de comparação, a mesma régua, de 30 cm, foi usada nas fotos.

DISCUSSÃO

Levantamento fitossociológico realizado em habitats de referência, próximos a área degradada, indica que *P. mediterranea* tem alto valor de importância (VALE, 2012). Em adição a esse resultado, a sobrevivência de 100% das plântulas utilizadas no experimento reflete o potencial dessa espécie nativa a ser utilizada em projetos de revegetação de áreas degradadas após mineração de bauxita, mesmo em substrato deficiente em elementos essenciais como N e P, e rico em metais como alumínio, ferro e manganês (MACHADO et al., 2013).

Por se tratar de uma leguminosa, essa espécie apresenta características fundamentais para a promoção de melhorias químicas ao substrato restante pós-mineração a céu aberto, ou seja, onde ocorre a perda de solo superficial. A ausência de solo orgânico contendo nutrientes, propágulos e microrganismos benéficos para a vida da planta, além das características físicas da laterita abandonada após a atividade mineração de bauxita e de ferro, são fatores que impedem fortemente a restauração

ecológica espontânea nas áreas degradadas (MACHADO et al., 2013). Leguminosas têm o potencial de aumentar significativamente a disponibilidade de nitrogênio no solo por meio da simbiose com bactérias fixadoras de nitrogênio, depositando também matéria orgânica via serapilheira foliar e radicular (BAREA; AZCÓN-AGUILAR; AZCÓN, 1987; PEREIRA, 2006; REIS, 2006). Além disso, *P. mediterranea* é nativa dos complexos rupestres ferruginosos, possuindo adaptações às condições edáficas e climáticas dominantes nesses ecossistemas (PEREIRA, 2006). Como visto no presente estudo, ela pode se associar às FMAs, aumentando sua capacidade de adquirir fósforo e outros elementos no solo (BAREA; AZCÓN-AGUILAR; AZCÓN, 1987). Todos esses fatores a caracterizam como espécie ideal para iniciar projetos de restauração ecológica, proporcionando condições para a sucessão vegetal nas áreas degradadas (CHAER et al., 2011; MARTINS; MIRANDA NETO; RIBEIRO, 2012).

Neste estudo, foram observadas diferenças sutis, mas significativas no crescimento de plantas jovens de *P. mediterranea* em resposta à inoculação com as diferentes espécies de FMA utilizadas, em relação ao controle. Em parte, a ausência de diferenças marcantes entre as plantas dos tratamentos e do controle pode estar relacionada ao curto tempo do experimento, pois alguns benefícios resultantes da micorrização se tornam evidentes apenas em períodos mais longos de estudo (SOUZA et al., 2010). Entretanto, a inoculação com *S. calospora*, mesmo no curto período do experimento, resultou em indivíduos maiores e com valores mais elevados de biomassa do sistema radicular e total. Esse resultado sugere que a inoculação de *P. mediterranea* com *S. calospora* é promissora na recuperação das áreas degradadas de bauxita, pois maior produção de raízes, entre outras coisas, aumenta atividade e a diversidade microbiana na rizosfera, recuperando a atividade biológica no solo (SOARES; CARNEIRO, 2010). É importante notar que *S. calospora* foi a única espécie de FMA testada encontrada naturalmente nas áreas de campos ferruginosos do presente estudo (Capítulo 2). Martins et al. (1999) verificaram que os FMAs nativos contribuíram para o estabelecimento de *Aristida setifolia*, uma gramínea nativa e pioneira do Cerrado, em áreas degradadas, favorecendo a recuperação destas, entretanto não foi realizada uma comparação com espécies de FMA não nativos. Cada espécie de FMA nativa promoveu efeitos diferentes sobre a planta.

Respostas distintas ocorrem porque as espécies diferem em sua capacidade de colonizar e beneficiar o fitobionte e podem ser decorrentes das variações no balanço

entre o benefício nutricional proporcionado pelo fungo e a translocação de fotossintatos da planta para o micobionte (SAGGIN JUNIOR; SIQUEIRA, 1996). Além disso, a interação planta-fungo pode ser influenciada pelas condições do solo e ambientais (CALDEIRA et al., 2003; BRUNDRETT, 2009;) e as repostas diferenciadas resultantes dessas interações já foram observadas em vários estudos (TÓTOLA; BORGES, 2000; POUYU-ROJAS; SIQUEIRA; SANTOS, 2006; SOUZA et al., 2010).

Caldeira et al. (1997) e Mello et al. (2012), observaram altos valores na porcentagem de colonização micorrízica nas leguminosas *Copaifera martii* e *Mimosa artemisiana* quando essas foram inoculadas com *G. clarum* em relação a outros inóculos. Resultado semelhante foi obtido no presente estudo. Maiores taxas de colonização em mudas de *Periandra mediterranea* foram obtidas com *G. clarum*, seguida de *S. calospora* e *E. colombiana*. Assim, como no presente estudo, Franco et al. (1996) também verificaram que espécies nativas da região de Porto de Trombetas, Pará, pertencentes à subfamília Papilionoideae apresentaram-se micorrizadas com as três espécies de fungos utilizadas no experimento (*Glomus clarum*, *Glomus macrocarpum* e *Gigaspora margarita*). Em outro estudo, realizado por Pouyu-Rojas et. al (2006) em que 16 espécies vegetais foram inoculadas com FMA, *E. colombiana* e *G. clarum* foram capazes de colonizar todas as espécies vegetais, indicando que *G. clarum* pode ser promíscua em relação aos seus hospedeiros e está adaptada a diferentes condições do solo.

O controle apresentou presença de arbúsculos, estruturas que caracterizam que a associação simbiótica com fungos micorrízicos arbusculares, e que está estava em atividade, isso pode ter acontecido devido a não exterminação de possíveis propágulos que chegaram ao substrato pelo transporte do vento dos ambientes de referência que estão em torno da área degradada em que foi coletado o substrato utilizado no experimento ou pela contaminação do tratamento, na casa de vegetação. A identificação da espécie que foi responsável pela colonização do tratamento controle, ainda será verificada, pela realização de peneiramento úmido para o resgate de possíveis esporos que estejam na amostra dos substratos coletados ao fim do experimento.

A área foliar é uma variável que deve ser considerada na escolha de espécies de plantas com a finalidade de recuperar áreas degradadas. Todos os tratamentos do presente estudo resultaram em melhor resposta desse parâmetro, numericamente, em relação ao controle, embora diferenças significativas não tenham ocorrido. Maior área

foliar proporciona maior cobertura do solo, protegendo-o da chuva, ventos e raios solares, reduzindo os efeitos da erosão e perda de umidade e incrementa o aporte de matéria orgânica, que é de grande interesse em áreas degradadas, pois melhora a atividade biológica e a fertilidade do solo (FRANCO et al., 1996).

Machado et al. (2013) realizaram em campo um experimento em que mudas de *Eremanthus erythropappus*, uma espécie arbórea nativa dos campos ferruginosos e de ampla distribuição no Brasil, foram cultivadas em lateritas com propriedades físicas e químicas semelhantes as do presente. O substrato, entretanto, foi triturado de forma a se assemelhar a granulometria encontrada no solo superficial das áreas de campos ferruginosos de referência, constituindo um dos tratamentos do estudo. Outro tratamento foi feito com blocos do substrato (laterita) sem tal redução granulométrica. A espécie mostrou elevada taxa de sobrevivência em condições de campo nos dois tratamentos, embora a redução granulométrica tenha resultado em maiores taxas de crescimento das plantas.

Assim a partir dos resultados de Machado et al. (2013) e dos agora apresentados, sugere-se que a associação de *Eremanthus erythropappus* e *Periandra mediterranea* (espécies que se mostraram tolerantes as condições adversas do substrato) com os fungos micorrízicos arbusculares nativos e redução granulométrica do substrato pós-mineração pode conferir estratégia promissora para a revegetação de áreas de extração de bauxita degradadas.

Infelizmente, devido à problemas com o ICP-OES, não foi possível determinar a concentração dos elementos químicos na parte aérea e no sistema radicular dos indivíduos de *P. mediterranea*. O material vegetal, entretanto, já foi processado para tais análises, e assim, espera-se, em breve, poder avaliar o efeito das inoculações com os diferentes FMAs sobre a capacidade de fitoestabilização de metais pela planta.

Estudos futuros, em condições de campo, devem ser realizados com essas e outras espécies de plantas e de FMAs no intuito de se verificar seus potenciais de atuarem como iniciadores dos processos de restauração ecológica em áreas degradadas pela mineração de alumínio e ferro.

CONCLUSÕES GERAIS

O presente trabalho agrega informações ao ainda incipiente conhecimento sobre a ecologia e da diversidade de fungos micorrízicos arbusculares em fitofisionomias de complexos ferruginosos.

As comunidades de FMA nas fitofisionomias estudadas variam devido à diferença nas características do solo, que acabam por proporcionar nichos diferenciados dando a oportunidade de estabelecimento de diferentes espécies, sendo as variáveis mensuradas durante o estudo responsáveis por explicar 48% da variação total dos dados. Além disso, a sazonalidade, característica bem definida nesses habitats, também influenciou a composição das comunidades de FMAs.

O gênero *Glomus* foi o predominante tanto na formação florestal, comumente associada a depósitos de bauxita, quanto na formação herbáceo-arbustiva, associados a depósitos de minério de ferro.

O esforço amostral do estudo foi suficiente para resgatar mais de 80% da riqueza esperada, entretanto, a curva de acumulação de espécie não estabilizou indicando que novos levantamentos devem ser realizados nesses habitats, pois essas informações podem contribuir para a ampliação do conhecimento sobre diversidade de FMA no Brasil e fornecer subsídios para a criação de políticas de conservação e estratégias para recuperar áreas que se encontram em avançado estágio de degradação, causadas principalmente por atividade mineradora.

Com a realização desse levantamento foi possível ampliar o conhecimento sobre a riqueza de espécies de FMA no Brasil, devido ao registro de *Scutellospora spinosissima*. Além disso, foi possível realizar a descrição completa de *Cetraspora auronigra* e algumas outras possíveis novas espécies estão sendo avaliadas.

A realização do experimento, em casa de vegetação, mostrou que *Periandra mediterranea*, uma espécie nativa dos campos ferruginosos, tolera as condições adversas do substrato pós-mineração, o que é um dos principais fatores limitantes para o estabelecimento das espécies vegetais. Em adição, por se tratar de uma espécie da família Fabaceae, essa pode promover o enriquecimento de nitrogênio no solo, melhorando as condições do substrato e favorecendo o estabelecimento de outras espécies vegetais. Essas e outras características ecológicas, como sistema radicular bem desenvolvido e baixa exigência nutricional, sugerem a utilização de *P. mediterranea* em

projetos de revegetação de áreas degradadas pela mineração de bauxita e ferro. As mudas de *P. mediterranea* responderam a inoculação, e diferenças significativas foram observadas em relação à biomassa total e radicular, quando comparadas ao controle. Tendo em conta a importância de um sistema radicular bem desenvolvido, a inoculação com espécies de FMA (*Scutellospora calospora*) pode ser uma prática possível para acelerar o processo de recuperação da comunidade microbiana do solo e ambiental.

Mais pesquisas são necessárias para verificar se os padrões observados em casa de vegetação serão repetidos em campo. E testar se a ação sinérgica de isolados fúngicos e matéria orgânica, como esterco animal e resíduos verdes, podem acelerar o crescimento dessa espécie.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AFEK, U. et al. Mycorrhizal inoculum influence colonization of cotton, onion and pepper seedlings. **Journal of the American Society for Horticultural Science**, v. 115, p. 938–942, 1990.

AIDAR, M. P. M. et al. Aspects of arbuscular mycorrhizal fungi in an Atlantic Forest chronosequence in Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira (PETAR), SP. **Biota Neotropica**, v. 4, n. 2, p. 1–15, 2004.

ALGUACIL, M. D. M. et al. Changes in the diversity of soil arbuscular mycorrhizal fungi after cultivation for biofuel production in a Guantanamo (Cuba) tropical system. **PLoS one**, v. 7, n. 4, p. e34887, jan. 2012.

ALGUACIL, M. M. et al. Plant type differently promote the arbuscular mycorrhizal fungi biodiversity in the rhizosphere after revegetation of a degraded, semiarid land. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 43, n. 1, p. 167–173, jan. 2011.

ALLEN, M. F. The ecology of arbuscular mycorrhizas: a look back into the 20th century and a peek into the 21st. **Mycological Research**, v. 100, n. 7, p. 769–782, jul. 1996.

ANDERSON, M. J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. **Austral Ecology**, v. 26, n. 2001, p. 32–46, 2001.

ANDRADE, J. C. DA M. E.; TAVARES, S. R. DE L.; MAHLER, C. F. **Fitorremediação: o uso de plantas na melhoria da qualidade ambiental**. São Paulo: Oficina de Textos, 2007. p. 176

ANGELINI, G. A. R. et al. Colonização micorrízica, densidade de esporos e diversidade de fungos micorrízicos arbusculares em solo de Cerrado sob plantio direto e convencional. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 33, n. 1, p. 115–130, 5 abr. 2012.

AVIS, T. J. et al. Multifaceted beneficial effects of rhizosphere microorganisms on plant health and productivity. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 40, n. 7, p. 1733–1740, jul. 2008.

AZCÓN, R.; BAREA, J. M. Mycorrhizal dependency of a representative plant species in mediterranean shrublands (*Lavandula spica* L.) as a key factor to its use for revegetation strategies in desertification-threatened areas. **Applied Soil Ecology**, v. 7, p. 83–92, 1997.

BAREA, J.-M.; AZCÓN, R.; AZCÓN-AGUILAR, C. Mycorrhizosphere interactions to improve plant fitness and soil quality. **Antonie van Leeuwenhoek**, v. 81, n. 1-4, p. 343–51, ago. 2002.

BAREA, J.-M.; AZCÓN-AGUILAR, C.; AZCÓN, R. Vesicular-arbuscular mycorrhiza improve both symbiotic N₂ fixation and N uptake from soil as assessed with a ¹⁵N technique under field conditions. **New Phytologist**, v. 106, p. 717–725, 1987.

- BENEDETTI, T. et al. Diversidade de fungos micorrízicos arbusculares na cultura do milho após uso de espécies de plantas de cobertura de solo. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, v. 4, n. 1, p. 44–51, 2005.
- BENITES, V. M. et al. Soils associated with rock outcrops in the Brazilian mountain ranges Mantiqueira and Espinhaço. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 30, n. 4, p. 569–577, 2007.
- BERBARA, R. L. L.; SOUZA, F. A.; FONSECA, H. M. A. C. Fungos micorrízicos arbusculares: muito além da nutrição. In: FERNANDES, M. S. (Ed.). **Nutrição Mineral de Plantas**. Viçosa. p. 53–88.
- BONFIM, J. A. et al. Arbuscular mycorrhizal fungi in the Brazilian Atlantic forest: A gradient of environmental restoration. **Applied Soil Ecology**, v. 71, n. 2013, p. 7–14, set. 2013.
- BORGES, A. J. DA S. et al. Redução do mal-do-panamá em bananeira-maçã por inoculação de fungo micorrízico arbuscular. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 42, n. 1, p. 35–41, 2007.
- BROWER, J. E.; ZAR, J. H. Community similarity. In: BROWER, J. E.; ZAR, J. H. (Eds.). **Field and laboratory methods for general ecology**. 3^o ed. W.C.: Brown Publishers, 1984.
- BRUNDRETT, M. Diversity and classification of mycorrhizal associations. **Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society**, v. 79, n. 3, p. 473–495, 2004.
- BRUNDRETT, M. Mycorrhizas in natural ecosystems. In: BEGON, M, FITTER, A. H.; MACFADYEN, A. (Eds.). **Advance in Ecological Research**. v. 21p. 171–313.
- CALDEIRA, M. V. W. et al. Efeito de fungos micorrízicos arbusculares no desenvolvimento de duas leguminosas arbóreas. **Ciência Florestal**, v. 9, n. 1, p. 63–70, 1999.
- CALDEIRA, M. V. W. et al. Influência de fungos micorrízicos arbusculares sobre o crescimento de três leguminosas arbóreas. **Revista Acadêmica: ciências agrárias e ambientais**, v. 1, n. 1, p. 27–32, 2003.
- CAMPELLO, E. F. C. Sucessão Vegetal na Recuperação de Áreas Degradadas. In: **Recuperação de Áreas Degradadas**. p. 183–195.
- CAPRONI, A. L. et al. Ocorrência de fungos micorrízicos arbusculares em áreas revegetadas após mineração de bauxita em Porto Trombetas, Pará. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 38, n. 1, p. 1409–1418, 2003a.
- CAPRONI, A. L. et al. Capacidade infectiva de fungos micorrízicos arbusculares em áreas reflorestadas após mineração de bauxita no Pará. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 38, n. 8, p. 937–945, 2003b.

- CASTRO, J. T. et al. A critical evaluation of digestion procedures for coffee samples using diluted nitric acid in closed vessels for inductively coupled plasma optical emission spectrometry. **Talanta**, v. 78, n. 4-5, p. 1378–82, 15 jun. 2009.
- CAVALCANTE, U. M. T. et al. Resposta fisiológicas em mudas de maracujazeiro amarelo (*Passiflora edulis* Sims. F. *Flavicarpa* Deg.) inoculadas com fungos micorrízicos arbusculares e submetidas a estresse hídrico. **Acta Botanica Brasilica**, v. 15, n. 3, p. 379–390, 2001.
- CHAER, G. M. et al. Nitrogen-fixing legume tree species for the reclamation of severely degraded lands in Brazil. **Tree physiology**, v. 31, n. 2, p. 139–49, fev. 2011.
- CLARKE, K. R.; GORLEY, R. N. PRIMER v6: user manual/tutorial. **PRIMER-E, Plymouth**, 2006.
- CORDEIRO, M. A. S. et al. Colonização e densidade de esporos de fungos micorrízicos em dois solos do cerrado sob diferentes sistemas de manejo. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 35, n. 3, p. 147–153, 2005.
- COSTA, N. D. O. et al. Caracterização florística da vegetação sobre afloramento rochoso na estação experimental de Itapeva, SP, e comparação com áreas de campos rupestres e de altitude. **Revista do Instituto Florestal**, v. 23, n. 1, p. 81–108, 2011.
- CUENCA, G.; LOVERA, M. Seasonal variation and distribution at different soil depths of arbuscular mycorrhizal fungi spores in a tropical sclerophyllous shrubland. **Botany**, v. 88, n. 1, p. 54–64, jan. 2010.
- CUNNINGHAM, S. D.; OW, D. W. Promises and Prospects of Phytoremediation. **Plant Physiology**, v. 110, n. 3, p. 715–719, 1996.
- DA SILVA, G. A. et al. Potencial de infectividade de fungos micorrízicos arbusculares oriundos de área de caatinga nativa e degradada por mineração, no Estado da Bahia, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 24, n. 2, p. 135–143, 2001.
- DANDAN, Z.; ZHIWEI, Z. Biodiversity of arbuscular mycorrhizal fungi in the hot-dry valley of the Jinsha River, southwest China. **Applied Soil Ecology**, v. 37, n. 1-2, p. 118–128, out. 2007.
- DE CARVALHO, F. et al. The mosaic of habitats in the high-altitude Brazilian rupestrian fields is a hotspot for arbuscular mycorrhizal fungi. **Applied Soil Ecology**, v. 52, n. 52, p. 9–19, jan. 2012.
- DE MELLO, C. M. A. et al. Diversidade de fungos micorrízicos arbusculares em áreas de Caatinga, PE, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 26, n. 4, p. 938–943, 2012.
- DE SOUZA, F. . et al. Classificação e taxonomia de fungos micorrízicos arbusculares e sua diversidade e ocorrência no Brasil. In: SIQUEIRA, J. O. et al. (Eds.). . **Micorrizas: 30 anos de Pesquisas no Brasil**. Lavras: UFLA, 2010. p. 15–73.

DIAS, L. E.; GRIFFITH, J. J. Conceituação e caracterização de Áreas Degradadas. In: DIAS, L. E.; MELLO, J. W. V. DE (Eds.). . **Recuperação de Áreas Degradadas**. Viçosa: UFV, 1998. p. 251.

DUTRA, V. F.; MESSIAS, M. C. T. B.; GARCIA, F. C. P. Papilionoideae (Leguminosae) nos campos ferruginosos do Parque Estadual do Itacolomi , Minas Gerais, Brasil: florística e fenologia. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 28, n. 3, p. 493–504, 2005.

EITEN, G. The Cerrado vegetation of Brazil. **The Botanical Review**, v. 38, p. 201–327, 1972.

EM, P. D. E. P. et al. CONTAMINAÇÃO COM METAIS Daniela Ferreira Cardoso Cruvinel RIBEIRÃO PRETO – SP. p. 1–79, 2009.

Embrapa - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária Centro Nacional de Pesquisa de Solos. 2^o. ed. Rio de Janeiro. p. 212

FACELLI, E.; SMITH, S. E.; SMITH, F. A. Mycorrhizal symbiosis – overview and new insights into roles of arbuscular mycorrhizas in agro- and natural ecosystems. **Australasian Plant Pathology**, v. 38, p. 338–344, 2008.

FERREIRA, D. A. et al. Fungos Micorrízicos Arbusculares em um Latossolo Vermelho sob Manejos e Usos no Cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, n. 1, p. 51–61, 2012.

FINLAY, R. D. Mycorrhizal fungi and their multifunctional roles. **Mycologist**, v. 18, p. 91–96, 2004.

FOLLI-PEREIRA, M. DA S. et al. Micorriza arbuscular e a tolerância das plantas ao estresse. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, n. 1, p. 1663–1679, 2012.

FRANCO, A. A. et al. Uso de leguminosas associadas a microrganismos na revegetação de áreas de mineração de bauxita em Porto de Trombetas - PA. **Embrapa - Agrobiologia**, v. Doc 27, p. 71, 1996.

FUNCH, L. S.; BARROSO, G. M. Revisão taxonômica do gênero *Periandra* Mart . ex Benth . (Leguminosae, Papilionoideae, Phaseoleae). **Revista Brasileira de Botânica**, v. 22, n. 3, p. 339–356, 1994.

GAUR, A.; ADHOLEYA, A. Prospects of arbuscular mycorrhizal fungi in phytoremediation of heavy metal contaminated soils. **Current Science**, v. 86, n. 4, p. 528–534, 2004.

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

GIANINAZZI, S. et al. Agroecology: the key role of arbuscular mycorrhizas in ecosystem services. **Mycorrhiza**, v. 20, n. 8, p. 519–30, nov. 2010.

- GIOVANETTI, M.; MOSSE, B. An evaluation of techniques for measuring vesicular arbuscular mycorrhizal infection in Roots. **New Phytologist**, v. 84, p. 489–500, 1980.
- GOMIDE, P.; SANTOS, J. DOS. Diversidade e função de fungos micorrízicos arbusculares em sucessão de espécies hospedeiras. **Pesq. agropec. bras.**, ..., n. 1, p. 1483–1490, 2009.
- GONG, M. et al. Effects of climatic and edaphic factors on arbuscular mycorrhizal fungi in the rhizosphere of *Hippophae rhamnoides* in the Loess Plateau, China. **Acta Ecologica Sinica**, v. 32, n. 2, p. 62–67, abr. 2012.
- GOTO, B. T. et al. *Glomus truffemii* (Glomeromycetes), a new sporocarpic species from Brazilian sand dunes. **Mycotaxon**, v. 120, p. 1–9, 2012.
- GUADARRAMA, P. et al. Arbuscular mycorrhizal fungal communities in changing environments: The effects of seasonality and anthropogenic disturbance in a seasonal dry forest. **Pedobiologia**, v. 57, n. 2, p. 87–95, 2014.
- GUADARRAMA, P.; ÁLVAREZ-SÁNCHEZ, F. J. Abundance of arbuscular mycorrhizal fungi spores in different environments in a tropical rain forest. **Mycorrhiza**, v. 8, p. 267–270, 1999.
- HARRIS, J. Soil microbial communities and restoration ecology: facilitators or followers? **Science (New York, N.Y.)**, v. 325, n. 5940, p. 573–4, 31 jul. 2009.
- HELGASON, T.; FITTER, A. H. Natural selection and the evolutionary ecology of the arbuscular mycorrhizal fungi (Phylum Glomeromycota). **Journal of experimental botany**, v. 60, n. 9, p. 2465–80, jan. 2009.
- HO, I. Vesicular arbuscular mycorrhizae of halophytic grasses in the Alvord desert of Oregon. **Northwest Science**, v. 61, p. 148–151, 1987.
- IBAMA. Manual de Recuperação de áreas degradadas pela mineração. In: **Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis**. p. 96.
- IBRAM. Information and analysis of the brazilian mineral economy. In: **Instituto Brasileiro de Mineração**.
- JACOBI, C. M. et al. Plant communities on ironstone outcrops: a diverse and endangered Brazilian ecosystem. **Biodiversity and Conservation**, v. 16, n. 7, p. 2185–2200, 7 mar. 2007.
- JACOBI, C. M.; CARMO, F. F. DO C. Diversidade dos campos rupestres ferruginosos no Quadrilátero Ferrífero, MG. **Megadiversidade**, v. 4, n. 1-2, p. 25–33, 2008.
- JACOBI, C. M.; FONSECA, F.; VINCENT, D. C. Estudo fitossociológico de uma comunidade vegetal sobre Canga como subsídio para a reabilitação de áreas mineradas no Quadrilátero Ferrífero, MG. **Revista Árvore**, v. 32, n. 2, p. 345–354, 2008.

JASPER, D. A.; ABBOTT, L. K.; ROBSON, A. D. The effect of soil disturbance on vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi in soils from different vegetation types. **New Phytologist**, v. 118, p. 471–476, 1991.

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

KAWAHARA, A.; EZAWA, T. Characterization of arbuscular mycorrhizal fungal communities with respect to zonal vegetation in a coastal dune ecosystem. **Oecologia**, v. 173, n. 2, p. 533–43, out. 2013.

KHAN, A G. et al. Role of plants, mycorrhizae and phytochelators in heavy metal contaminated land remediation. **Chemosphere**, v. 41, n. 1-2, p. 197–207, jul. 2000.

KIM, K. et al. Synergistic effects of inoculating arbuscular mycorrhizal fungi and *Methylobacterium oryzae* strains on growth and nutrient uptake of red pepper (*Capsicum annuum* L.). **Plant and Soil**, v. 327, n. 1-2, p. 429–440, 28 jul. 2009.

LIMA, L. L. DE et al. *Cetraspora auronigra*, a new gigasporalean species from Ouro Preto (Minas Gerais, Brazil). **Sydowia**, 2014.

LIMA, H.; FLORES, J. C.; COSTA, F. Plano de recuperação de áreas degradadas versus plano de fechamento de mina: um estudo comparativo. **Revista da Escola de Minas**, v. 59, p. 397–402, 2006.

LOVELOCK, C. E.; ANDERSEN, K.; MORTON, J. B. Arbuscular mycorrhizal communities in tropical forests are affected by host tree species and environment. **Oecologia**, v. 135, p. 268–279, 2003.

LOVERA, M.; CUENCA, G. Arbuscular mycorrhizal infection in Cyperaceae and Gramineae from natural, disturbed and restored savannas in Gran Sabana, Venezuela. **Mycorrhiza**, v. 6, p. 111–118, 1996.

MACHADO, N. A. D. M. et al. Growing *Eremanthus erythropappus* in crushed laterite: A promising alternative to topsoil for bauxite-mine revegetation. **Journal of environmental management**, v. 129, n. 2013, p. 149–56, 15 nov. 2013.

MARTINS, C. R.; MIRANDA, J. C. C. DE; MIRANDA, L. N. Contribuição de fungos micorrízicos arbusculares nativos no estabelecimento de *Aristida setifolia* Kunth em áreas degradadas do Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 34, n. 4, p. 665–674, 1999.

MARTINS, S. V.; MIRANDA NETO, A.; RIBEIRO, T. M. Uma abordagem sobre diversidade e técnicas de restauração ecológica. In: MARTINS, S. V. (Ed.). . **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. Viçosa, MG: UFV, 2012. p. 293.

MELLONI, R.; SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. D. S. Fungos micorrízicos arbusculares em solos de área de mineração. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 38, n. 2, p. 267–279, 2003.

- MERGULHÃO, A. et al. Potencial de infectividade de fungos micorrízicos arbusculares em áreas nativas e impactadas por mineração gesseira no semi-árido brasileiro. **Hoehnea**, v. 34, n. 3, p. 341–348, 2007.
- MESSIAS, M. C. T. B. et al. Fitossociologia de campos rupestres quartzíticos e ferruginosos no Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais. **Acta Botanica Brasilica**, v. 26, n. 1, p. 230–242, 2012.
- MESSIAS, M. C. T. B. et al. Soil-Vegetation Relationship in Quartzitic and Ferruginous Brazilian Rocky Outcrops. **Folia Geobotanica**, v. 48, n. 4, p. 509–521, 10 mar. 2013.
- MIRANDA, J. C. C. DE; VILLELA, L.; MIRANDA, L. N. Dinâmica e contribuição da micorriza arbuscular em sistemas de produção com rotação de culturas. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 40, n. 10, p. 1005–1014, 2005.
- MIRANSARI, M. Hyperaccumulators, arbuscular mycorrhizal fungi and stress of heavy metals. **Biotechnology advances**, v. 29, n. 6, p. 645–53, 2010.
- MOREIRA, M. et al. Biodiversity and distribution of arbuscular mycorrhizal fungi Araucaria angustifolia forest. **Scientia Agricola**, v. 64, n. 4, p. 393–399, 2007.
- MÜLLER, T.; STROBEL, K.; ULRICH, A. Microorganisms in the Phyllosphere of Temperate Forest Ecosystems in a Changing Environment. In: BAILEY, M. J. et al. (Eds.). . **Microbial Ecology of Aerial Plant Surfaces**. London: CABI International, 2006. p. 51–65.
- NOBRE, C. P. et al. Fungos micorrízicos arbusculares em sistema de aléias no Estado do Maranhão , Brasil. **Acta Amazonica**, v. 40, n. 4, p. 641–646, 2007.
- OEHL, F. et al. Soil type and land use intensity determine the composition of arbuscular mycorrhizal fungal communities. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 42, n. 5, p. 724–738, maio 2010.
- OEHL, F. et al. Succession of arbuscular mycorrhizal communities in the foreland of the retreating Morteratsch glacier in the Central Alps. **Pedobiologia**, v. 54, n. 5-6, p. 321–331, out. 2011a.
- OEHL, F. et al. Advances in Glomeromycota taxonomy and classification. **IMA fungus**, v. 2, n. 2, p. 191–9, dez. 2011b.
- OLIVEIRA, J. R. G. DE et al. O papel da comunidade de fungos micorrízicos arbusculares (FMA) autóctones no desenvolvimento de espécies vegetais nativas em área de dunas de restinga revegetadas no litoral do Estado da Paraíba. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 32, n. 4, p. 663–670, dez. 2009.
- OLSSON, P. A. et al. Estimation of the biomass of arbuscular mycorrhizal fungi in a linseed field. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 31, p. 1879–1887, 1999.

- PAGANO, M. C.; SCOTTI, M. R. A survey of the arbuscular mycorrhiza occurrence in paepalanthus bromelioides and Bulbostylis sp. in rupestrian fields, Brazil. **Micología Aplicada Internacional**, v. 21, n. 1, p. 1–10, 2009.
- PALMER, M. A.; AMBROSE, R. F.; POFF, N. L. Ecological theory and community restoration ecology. **Restoration Ecology**, v. 5, n. 4, p. 291–300, 1997.
- PEREIRA, A. R. **Como selecionar plantas para áreas degradadas e controle de erosão**. 2°. ed. Belo Horizonte: FAPI, 2006. p. 86
- PEREIRA, C. M. R. et al. Diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in Atlantic forest areas under different land uses. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 185, p. 245–252, mar. 2014.
- PERRIER, N.; AMIR, H.; COLIN, F. Occurrence of mycorrhizal symbioses in the metal-rich lateritic soils of the Koniambo Massif, New Caledonia. **Mycorrhiza**, v. 16, n. 7, p. 449–58, out. 2006.
- PHILLIPS, J. .; HAYMAN, D. . 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, p. 158–161, 1970.
- POMPÉIA, S. L. Efeitos da poluição atmosférica na floresta tropical e seus reflexos na conservação dos solos na Serra do Mar, em Cubatão (SP). In: DIAS, L. E.; MELLO, J. W. V. DE (Eds.). **Recuperação de Áreas Degradadas**. Viçosa: UFV, 1998. p. 251.
- PORTO, M. L.; SILVA, M. F. F. DA. Tipos de vegetação metalófitas em áreas da Serra do Carajás e Minas Gerais, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 3, n. 2, 1989.
- 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, 2006.
- PRASAD, A. et al. Heavy metals and arbuscular mycorrhizal (AM) fungi can alter the yield and chemical composition of volatile oil of sweet basil (*Ocimum basilicum* L.). **Biology and Fertility of Soils**, v. 47, n. 8, p. 853–861, 10 jun. 2011.
- RASKIN, I.; SMITH, R.; SALT, D. Phytoremediation of metals: using plants to remove pollutants from the environment. **Current opinion in biotechnology**, v. 8, n. 2, p. 221–225, 1 abr. 1997.
- REDECKER, D. Glomalean Fungi from the Ordovician. **Science**, v. 289, n. 5486, p. 1920–1921, 15 set. 2000.
- REIS, L. L. Monitoramento e Recuperação Ambiental de Áreas de Mineração de Bauxita na Floresta Nacional de Saracá-Taquera, Porto de Trombetas (PA). **Tese (Doutorado em Agronomia)**, 2006.
- RODRÍGUEZ-RODRÍGUEZ, R. M.; HERRERA, P.; FURRAZOLA, E. Arbuscular mycorrhizal colonization in Asteraceae from white sand savannas, in Pinar del Río,

Cuba Arbuscular mycorrhizal colonization in Asteraceae from white sand savannas, in Pinar del Río, Cuba. **Biota Neotropica**, v. 13, n. 3, p. 136–140, 2013.

RUYI, Y. et al. Effects of metal lead on growth and mycorrhizae of an invasive plant species (*Solidago canadensis* L.). **Journal of Environmental Sciences**, v. 20, n. 2008, p. 739–744, 2007.

SABAIS, A. C. W. et al. Soil organisms shape the competition between grassland plant species. **Oecologia**, v. 170, n. 4, p. 1021–32, dez. 2012.

SANTOS, L. M. DOS. **Restauração de campos ferruginosos mediante resgate de flora e uso de topsoil no Quadrilátero ferrífero, Minas Gerais - Tese de doutorado.** [s.l: s.n.]. p. 182

SCHÜBER, A.; SCHWARZOTT, D.; WALKER, C. A new fungal phylum, the Glomeromycota: phylogeny and evolution. **Mycological research**, v. 105, n. December, p. 1413–1421, 2001.

SCHÜTZENDÜBEL, A.; POLLE, A. Plant responses to abiotic stresses: heavy metal-induced oxidative stress and protection by mycorrhization. **Journal of experimental botany**, v. 53, n. 372, p. 1351–65, maio 2002.

SHETTY, K. G. et al. Effects of mycorrhizae and other soil microbes on revegetation of heavy metal contaminated mine spoil. **Environmental pollution (Barking, Essex: 1987)**, v. 86, n. 2, p. 181–8, jan. 1994.

SIEVERDING, E. Vesicular–arbuscular mycorrhiza management in tropical agrosystems. In: **Eschborn: Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ)**. Federal Re ed. [s.l: s.n.]. p. 371.

SILVA, D. K. A. et al. Diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in restinga and dunes areas in Brazilian Northeast. **Biodiversity and Conservation**, v. 21, n. 9, p. 2361–2373, 19 jul. 2012.

SILVA, D. K. A. DA et al. *Scutellospora pernambucana*, a new fungal species in the Glomeromycetes with a diagnostic germination orb. **Mycotaxon**, v. 106, p. 361–370, 2008.

SIMON, L.; LALONDE, M.; BRUNS, T. D. Specific amplification of 18S fungal ribosomal genes from vesicular-arbuscular endomycorrhizal fungi colonizing roots. **Applied and environmental microbiology**, v. 58, p. 291–295, 1992.

SMITH, S. E.; READ, D. **Mycorrhizal Symbiosis**. 3^o. ed. London: Academic Press, 2008. p. 769

SOARES, C. R. F. S.; CARNEIRO, M. A. C. Micorrizas arbusculares na recuperação de áreas degradadas. In: SIQUEIRA, J. O. et al. (Eds.). **Micorrizas: 30 anos de pesquisa no Brasil**. 1^o. ed. Lavras: UFLA, 2010. p. 716.

SOUZA, R. G. et al. Diversidade e potencial de infectividade de fungos micorrízicos arbusculares em área de caatinga , na Região de Xingó, Estado de Alagoas, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 26, n. 1, p. 49–60, 2003.

SOUZA, R. G. et al. The role of arbuscular mycorrhizal fungi and cattle manure in the establishment of *Tocoyena selloana* Schum. in mined dune areas. **European Journal of Soil Biology**, v. 46, n. 3-4, p. 237–242, maio 2010.

SOUZA, R. G. et al. Use of mycorrhizal seedlings on recovery of mined dunes in northeastern Brazil. **Pedobiologia**, v. 55, n. 6, p. 303–309, nov. 2012.

STÜRMER, S. L.; SIQUEIRA, J. O. Species richness and spore abundance of arbuscular mycorrhizal fungi across distinct land uses in western Brazilian Amazon. **Mycorrhiza**, v. 21, n. 4, p. 255–67, maio 2011.

TER BRAAK, C. J. F. The analysis of vegetation environment relationship by canonical correspondence analysis. **Vegetatio**, v. 69, p. 69–77, 1987.

TÓTOLA, M. R.; BORGES, A. C. Growth and nutritional status of brazilian wood species *Cedrella fissilis* and *Anadenanthera peregrina* in bauxite spoil in response to arbuscular mycorrhizal inoculation and substrate amendment. **Brazilian Journal of microbiology**, v. 31, n. 2000, p. 257–265, 2000.

TRUFEM, S. Aspectos ecológicos de fungos micorrízicos vesículo-arbusculares da mata tropical úmida da Ilha do Cardoso, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 4, n. 2, p. 31–45, 1990.

VALE, P. N. C. Efeitos do solo e topografia na distribuição de vegetação em uma área de transição vegetacional abrupta “campo-mata” na Serra da Brígida, Ouro Preto, MG. **Dissertação (Mestrado em Evolução Crustal e Recursos Naturais)**, 2012.

VALIM, E. A. R. Ciclagem de nutrientes no sistema atmosfera-solo-planta em formação campestre e florestal sobre canga em Minas Gerais. **Dissertação (Mestrado em Ecologia de Biomas Tropicais)**, 2012.

VALIM, E. A. R.; NALINI JR, H. A.; KOZOVITS, A. R. Litterfall dynamics in a iron-rich rock outcrop complex in the southeastern portion of the Iron Quadrangle of Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 27, n. 2, p. 286–293, 2013.

VAN DER HEIJDEN, M. G. A. et al. Mycorrhizal fungal diversity determines plant biodiversity, ecosystem variability and productivity. **Nature**, v. 396, n. 1994, p. 69–72, 1998.

VAN ELSAS, J. D.; RUTGERS, M. Soil Microbial Diversity and Community Composition. In: BLOEM, J.; HOPKINS, D. W.; BENEDETTI, A. (Eds.). . **Microbiological Methods for Assessing Soil Quality**. Lodon: CABI International, 2006. p. 301.

VIANA, P. L.; LOMBARDI, J. A. Florística e caracterização dos campos rupestres sobre Canga na Serra da Calçada, Minas Gerais, Brasil. **Rodriguésia**, v. 58, n. 1, p. 159–177, 2007.

WAGG, C. et al. Mycorrhizal fungal identity and diversity relaxes plant-plant competition. **Ecology**, v. 92, n. 6, p. 1303–13, jun. 2011.

WALKER, C.; CUENCA, G.; SÁNCHEZ, F. *Scutellospora spinosissima* sp. nov., A Newly Described Glomalean Fungus from Acidic, Low Nutrient Plant Communities in Venezuela. **Annals of botany**, v. 82, n. 1983, p. 721–725, 1998.

WEISSENHORN, I. et al. Arbuscular mycorrhizal contribution to heavy metal uptake by maize (*Zea mays* L.) in pot culture with contaminated soil. **Mycorrhiza**, v. 5, n. 1995, p. 245–251, 1994.

WENTWORTH, C. K. A scale of grade and class terms of clastic sediments. **Journal of Geology**, v. 30, p. 377–392, 1922.

YANG, H. et al. Selectivity by host plants affects the distribution of arbuscular mycorrhizal fungi: evidence from ITS rDNA sequence metadata. **BMC Evolutionary Biology**, v. 12:50, p. 2358, 2012.

YANO-MELO, A. M.; SAGGIN, O. J.; COSTA, L. Tolerance of mycorrhized banana (*Musa* sp. cv. Pacovan) plantlets to saline stress. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 95, n. 2003, p. 343–348, 2002.

ZAREI, M. et al. Molecular diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in relation to soil chemical properties and heavy metal contamination. **Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)**, v. 158, n. 8, p. 2757–65, ago. 2010.

ZHANG, Y.; GUO, L.; LIU, R. Survey of arbuscular mycorrhizal fungi in deforested and natural forest land in the subtropical region of Dujiangyan, southwest China. **Plant and Soil**, v. 261, p. 257–263, 2004.

‘

APÊNDICE

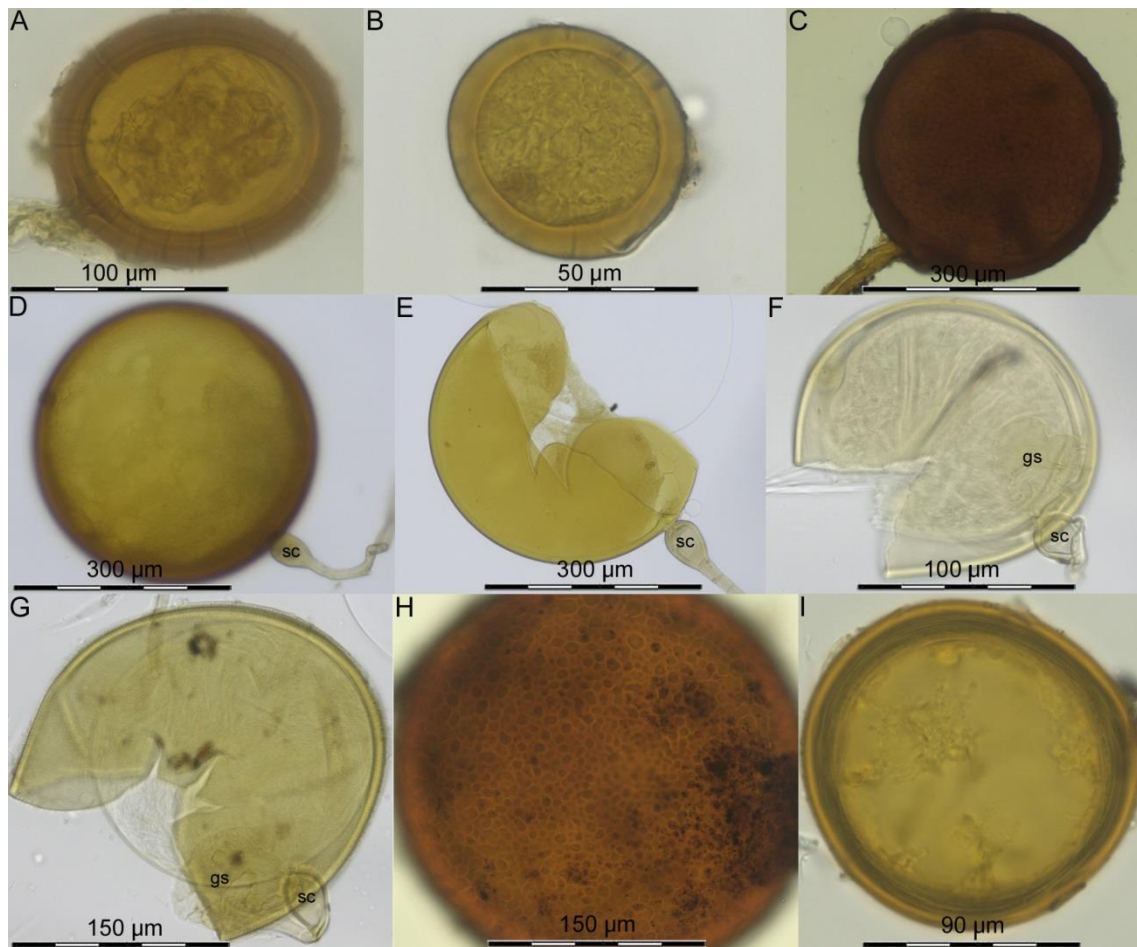


Figura 10. A. *Glomus macrocarpum*, B. *Glomus microcarpum* C. *Glomus* sp. 2 (o grande *Glomus*) D. *Gigaspora gigantea* E. *Gigaspora margarita* F. *Scutellospora calospora* G. *Scutellospora spinosissima* H. *Acaulospora foveata* I. *Acaulospora mellea*. Escudo de germinação (gs), células esporogênicas (sc).

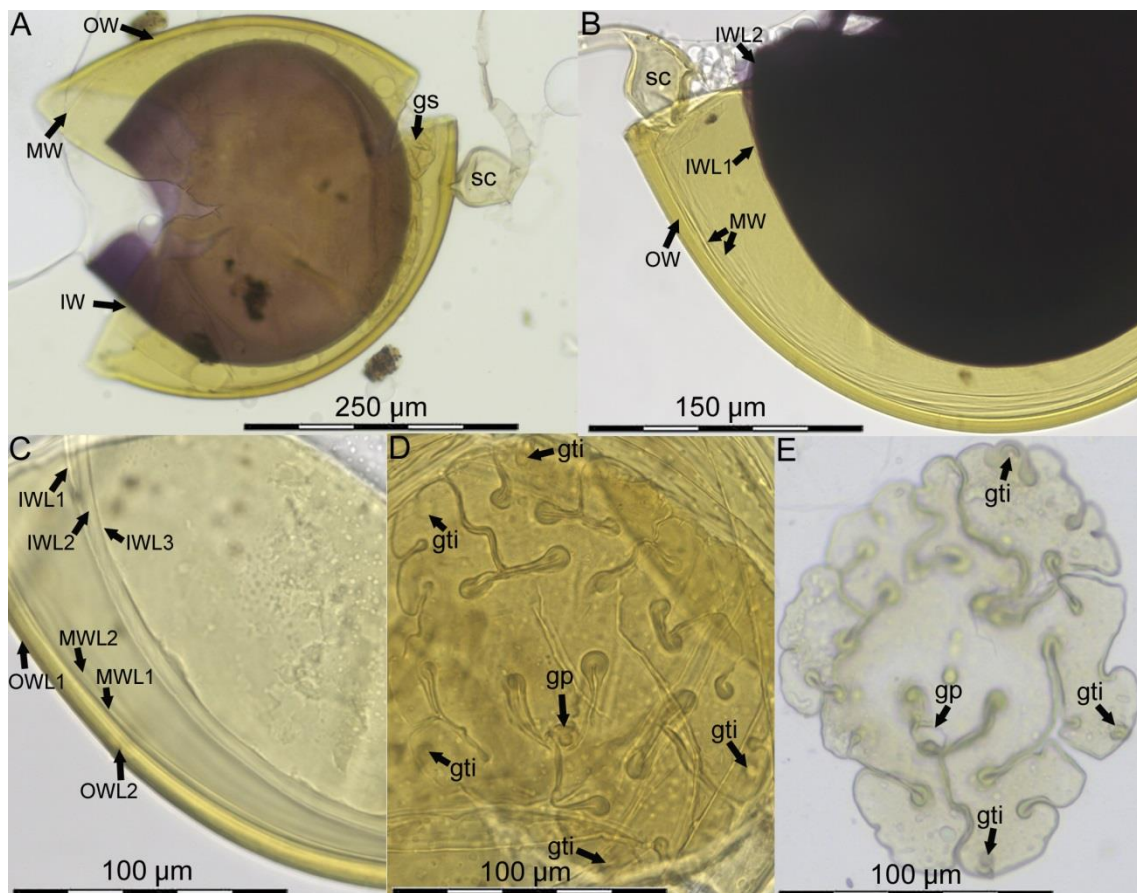


Figura 11. *Cetraspora auronigra* - paredes tripla (ow, mw & IW) com múltiplas camadas (OWL1-2, MWL1-2 & IWL1-3), células esporogênicas (sc), escudo de germinação (gs), poro central germinativo (gp) e iniciações de tubos germinativos (gti).