

# Diversidade de fungos micorrízicos arbusculares em solos invadidos por *Cryptostegia madagascariensis* no Bioma Caatinga

Arbuscular mycorrhizal fungi diversity in invaded soils by *Cryptostegia madagascariensis* at the Caatinga Biome

Edjane Oliveira de Lucena<sup>1</sup>

Tancredo Souza<sup>2</sup>

Gislaine dos Santos Nascimento<sup>3</sup>

## RESUMO

Realizou-se um estudo de campo com o objetivo de caracterizar a comunidade de fungos micorrízicos arbusculares (FMA) em transectos delimitados entre ambientes invadidos e não-invadidos pela espécie exótica invasora, *Cryptostegia madagascariensis* (popularmente conhecida como unha-do-diabo), no Bioma Caatinga. Foram observadas diferenças significativas na

composição da comunidade de FMA (e.g., riqueza, frequência de ocorrência, diversidade e dominância de espécies) e nos atributos químicos do solo (e.g., Na<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup> e carbono orgânico total) nos ambientes avaliados. Concluiu-se que *C. madagascariensis* reduziu a riqueza e diversidade de espécies de FMA, enquanto promoveu a frequência de ocorrência de *Claroideoglossum etunicatum*, bem como incrementos nos teores de Na<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup> e carbono orgânico de um Neossolo Fúlvico.

**Palavras-chave:** Glomeromycota; Invasão biológica; Semiárido; Solos arenosos

## ABSTRACT

We performed a field study aiming to characterize the arbuscular mycorrhizal fungal (AMF) community using transects between invaded and non-invaded environments by the exotic plant species, *Cryptostegia madagascariensis* (called unha-do-diabo), into

---

<sup>1</sup> Doutora em Ciência do Solo, Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal da Paraíba, Areia, Paraíba, Brasil

<sup>2</sup> PhD em Ciência do Solo, Professor visitante, Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal da Paraíba, Areia, Paraíba, Brasil.

<sup>3</sup> Doutoranda em Manejo do Solo e Água, Programa de Pós-graduação em Manejo do Solo e Água, Universidade Federal Rural do Semi-árido, Mossoró, Rio Grande do Norte, Brasil.

the Caatinga biome. We found significant differences on AMF community composition (e.g., AMF richness, frequency of occurrence, diversity, and dominance), and soil chemical attributes (e.g.,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ , and soil organic carbon) considering the studied environments. We concluded that *C. madagascariensis* decreased the AMF richness and diversity, while it increased the frequency of occurrence of *Claroideoglossum etunicatum*, as well as the exotic plant species have increased the contents of  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ , and organic carbon from an Inceptisol.

**Keywords:** Biological invasion; Glomeromycota; Sandy soils; Semiarid.

## RESUMEN

Realizamos un estudio de campo con el objetivo de caracterizar la comunidad de hongos micorrízicos arbusculares (HMA) utilizando transectos entre ambientes invadidos y no invadidos por la especie de plantas exóticas, *Cryptostegia madagascariensis* (llamada unha-del-diablo), en el bioma Caatinga. Encontramos diferencias significativas en la composición de la comunidad de HMA (por ejemplo, riqueza de FMA, frecuencia de ocurrencia, diversidad y dominancia) y atributos químicos del suelo (por ejemplo,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  y carbono orgánico del suelo) considerando los ambientes estudiados. Concluimos que *Claroideoglossum etunicatum* disminuyó la riqueza y diversidad de HMA, mientras que aumentó la frecuencia de aparición de *C. etunicatum*, así como las

especies de plantas exóticas han aumentado el contenido de  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  y carbono orgánico de un Inceptisol.

**Palabras-clave:** Invasión biológica; Glomeromycota; Suelos arenosos; Semiárido.

## Introdução

O processo de invasão biológica promovido por espécies de plantas exóticas representa uma das maiores ameaças ao funcionamento de ecossistemas naturais no mundo (SILVA et al., 2020). Plantas exóticas com potencial invasor quando introduzidas e estabelecidas no novo ambiente possuem a capacidade de reduzir a diversidade da comunidade de plantas nativas (CHAFFIN et al., 2016) e alterar a estrutura trófica dos organismos edáficos, em especial, a comunidade de simbioses como as micorrizas arbusculares (SOUZA et al., 2019).

Evidências científicas demonstram que espécies de plantas invasoras são capazes de alterar a produção primária líquida, a ciclagem de nutrientes, a regeneração natural ao inibir o banco de sementes nativo e a composição da comunidade de fungos micorrízicos arbusculares no ecossistema solo (BLACKBURN et al., 2020; SOUZA et al., 2016). No entanto, pouco se sabe sobre os efeitos da invasão biológica promovida pela espécie *Cryptostegia madagascariensis* Bojer Ex Decne (popularmente conhecida como unha-do-diabo) na composição da comunidade de micorrizas arbusculares nativas do bioma

Caatinga (LUCENA et al., 2018). Relatos mencionam que a *C. madagascariensis* foi introduzida no Brasil, para fins paisagísticos, como espécie ornamental. No entanto, em alguns estados do Nordeste, tornou-se uma séria ameaça à diversidade da flora nativa, especialmente em áreas com histórico de perturbações antrópicas e matas ciliares (SOUSA et al., 2016).

Neste bioma, a associação micorrízica é fundamental para auxiliar as plantas nativas a superarem estresses abióticos e bióticos (GERZ et al., 2018). Impactos negativos na diversidade de micorrizas nativas em ambientes estressantes pode dificultar o estabelecimento do banco de sementes e sobretudo, o desenvolvimento de mudas em programas de recuperação de áreas degradadas e conservação da flora nativa (SOUSA et al., 2017). Desse modo, evidências científicas recentes sobre a composição de FMA nativos sustentam a hipótese que a composição e a abundância de FMA específicos podem influenciar no estabelecimento, na sobrevivência e no processo de invasão biológica (AERTS et al., 2017; SOUZA et al., 2019).

Portanto, com esta pesquisa, buscou-se avaliar como a comunidade de fungos micorrízicos arbusculares nativa de solos do bioma Caatinga responde a invasão biológica promovida pela espécie exótica *C. madagascariensis* e, diante dessa questão responder as seguintes hipóteses: (i) a espécie invasora *C. madagascariensis*,

buscando adaptar-se ao novo *habitat* pode causar modificações na comunidade de fungos micorrízicos arbusculares, conforme mencionado por Zubek et al. (2016) e Andersen et al. (2019), ao afirmarem que algumas espécies invasoras são capazes de comprometer as inter-relações entre as cadeias tróficas e promover espécies específicas de FMA para estabelecer simbiose e ter favorecimento na aquisição de água e nutrientes nos novos ambientes; e (ii) a espécie invasora *C. madagascariensis* pode gerar alterações químicas do solo através do processo de rizodeposição e exsudação radicular conforme proposto por Souza et al. (2016), que observaram respostas positivas para o taxon invasor no novo ambiente, sendo capazes de modificar o pH do solo, a ciclagem de nutrientes e os teores de carbono orgânico no solo.

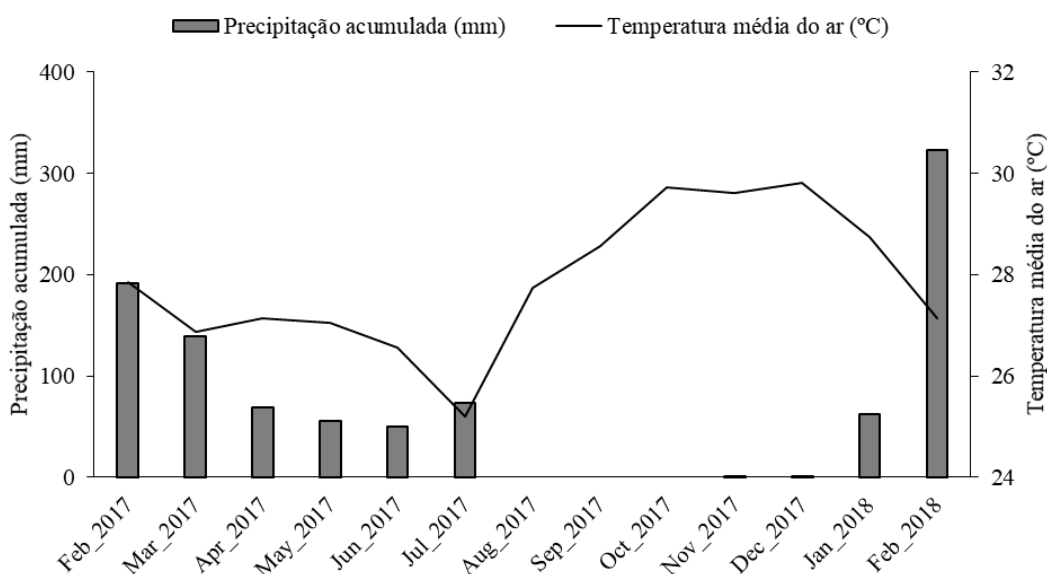
## 1. Material e métodos

A pesquisa foi realizada em condições de campo, no período de fevereiro de 2017 a fevereiro de 2018, em uma propriedade particular com 143 ha localizada na Mesorregião do Sertão paraibano no município de Pombal, Paraíba, Brasil (6°47'34,1" S e 37°49'10,7" W, altitude de 183 m). A vegetação da área experimental é do tipo Savana Estépica Florestada (Caatinga), contendo trechos de Floresta Estacional Decidual, com presença de maciços populacionais de *Cryptostegia madagascariensis*. O clima da área experimental é do tipo BSh, tropical,

semi-árido e quente (baseado na classificação de Köppen-Geiger) com precipitação acumulada anual e temperatura média do ar de 963,07 mm e 28° C, respectivamente. Durante o período experimental foram registrados os dados mensais de precipitação

acumulada e temperatura média do ar do município de Pombal, Paraíba, Brasil no website do INMET (<https://www.inmet.gov.br>) entre fevereiro de 2017 a fevereiro de 2018 (Figura 1).

**Figura 1. Precipitação acumulada (mm) e temperatura média do ar (°C) registradas próxima a área experimental durante o período de fevereiro de 2017 e fevereiro de 2018, Pombal, Paraíba, Brasil**



Fonte: Acessado online no website do INMET - <https://www.inmet.gov.br>.

Foram selecionados dois ambientes distintos (invadido *versus* não-invadido) e adjacentes entre si 500 m. O ambiente invadido foi caracterizado pela presença massiva da espécie exótica *C. madagascariensis*, enquanto o ambiente não-invadido foi caracterizado como sendo um fragmento de vegetação de Caatinga, com elevada presença da espécie nativa, *Mimosa hostilis* Benth (jurema-preta), que foi

selecionada como espécie padrão. Ambos os ambientes foram caracterizados quanto a sua composição florística (Tabela 1). No ambiente invadido foram identificados todos os indivíduos do estrato arbóreo que estavam totalmente recobertos pela espécie *C. madagascariensis*. No ambiente não-invadido foram identificados todos os indivíduos do estrato arbóreo, livres da presença da espécie exótica invasora.

**Tabela 1. Caracterização florística do estrato arbóreo dos ambientes invadido e não-invadido na área experimental, Pombal, Paraíba, Brasil**

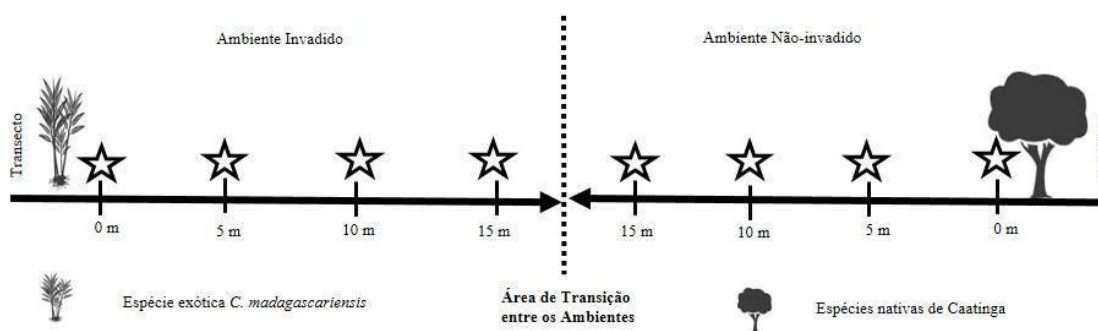
| Ambiente invadido                            | Ambiente não-invadido                                |
|--|--|
| <i>Calotropis procera</i> Ait.               | <i>Aspidosperma pyrifolium</i> Mart.                 |
| <b><i>Cryptostegia madagascariensis</i>*</b> | <i>Cereus jamacaru</i> P. DC.                        |
| <i>Jatropha mollissima</i> L.                | <i>Croton sonderianus</i> Muell. Arg.                |
| <i>Licania rigida</i> Benth                  | <i>Jatropha mollissima</i> L.                        |
| <b><i>Mimosa hostilis</i> Benth</b>          | <i>Melocactus zehntneri</i> (Britton & Rose)         |
| <i>Urtica dioica</i> L.                      | <b><i>Mimosa hostilis</i> Benth</b>                  |
|  | <i>Poincianella pyramidalis</i> (Tul.) L. P. Queiroz |
|  | <i>Urtica dioica</i> L.                              |
|  | <i>Ziziphus joazeiro</i> Mart.                       |

\*Em negrito estão indicadas as espécies-padrão para a realização do estudo

Em cada ambiente avaliado foram estabelecidos quatro transectos de 15 m de comprimento. Cada transecto foi selecionado com base nas espécies-padrão que deveriam atender aos seguintes pré-requisitos: i) possuir diâmetro a nível do peito superior a 6 cm; e ii) altura variando entre 3 e 4 m de comprimento. Em cada transecto foram demarcadas

distâncias a cada cinco metros, e assim coletadas quatro amostras independentes de solo, na profundidade de 0 a 10 cm e encaminhadas ao laboratório para identificação das espécies de fungos micorrízicos arbusculares e determinação dos atributos químicos do solo (Figura 2).

**Figura 2. Representação esquemática da disposição dos transectos nos ambientes de estudo (invadido vs. não-invadido).**



☆ Corresponde aos pontos de coleta de quatro amostras de solo (0-10 cm) para identificação das espécies de FMA e dos atributos químicos.

As amostras de solo foram separadas em duas porções. Uma porção para caracterização química e outra para caracterização da comunidade de fungos

micorrízicos arbusculares. Previamente às análises químicas, as amostras foram postas para secar ao ar, peneiradas em malha de 2,00 mm e encaminhadas para análise. Foram

determinados os seguintes atributos: pH em água (1:2,5), teores de P e K extraídos por meio da solução extratora de Mehlich-1 e quantificados por colorimetria e fotometria de chama, respectivamente; os teores de Ca e Mg trocáveis foram extraídos com solução de KCl 1 mol.L<sup>-1</sup> e quantificados por complexometria com EDTA 0,0125 M. O carbono orgânico foi extraído por oxidação com dicromato de potássio em meio ácido, e uma fonte externa de calor. Todas as análises foram realizadas de acordo com manual de Teixeira et al. (2017).

Para identificação da comunidade de FMA foi utilizado a extração dos esporos pelo método de peneiramento úmido com utilização de peneiras de malhas de 75; 38 e 0,053 mm (GERDEMANN; NICOLSON, 1963), seguido de centrifugação em gradiente de sacarose a 40% por 1 minuto a 1000 rpm (JENKINS, 1964). Verteu-se o sobrenadante cuidadosamente sobre a peneira de 0,053 mm, e posteriormente lavados com o auxílio de uma pisseta para remoção da solução de sacarose. Após remoção da sacarose, os esporos foram separados de acordo com os seus respectivos morfotipos (e.g., acaulospórioide, gigasporóide, glomóide, pendicisporóide e radial-glomóide) em lupa estereoscópica. Após separação dos morfotipos foram montadas lâminas com Polivinil-Lacto-Glicerol (PVLG), adicionado com reagente de Melzer para identificação taxonômica, considerando as características morfológicas das paredes dos esporos e

estruturas especiais (e.g., escudo de germinação, *peridium* e “*orb*” de germinação) (CICG, 2023). A identificação das espécies de FMA, procedeu-se de acordo com a metodologia proposta por Schenck e Perez (1990), e por consulta à coleção internacional de cultura de banco de dados de fungos micorrízicos arbusculares - INVAM (<http://invam.caf.wvu.edu>). Também adotou-se a classificação proposta por Oehl et al. (2011), incluindo novos taxons descritos por Goto et al. (2012) e Sieverding et al. (2014). Para a caracterização da comunidade de fungos micorrízicos arbusculares foram calculados a frequência de ocorrência e os índices ecológicos de riqueza (S), de diversidade (Índice de Shannon – *H'*) e de dominância (Índice de Simpson - C).

Os dados foram previamente submetidos ao teste de Shapiro-Wilk para avaliar a distribuição normal dos dados e transformados em log<sub>10</sub>. Foi empregada ANOVA do tipo “two-way” para observar as diferenças existentes entre os ambientes e as distâncias no transecto. As médias dos tratamentos foram comparadas pelo teste de Bonferroni a 5% de probabilidade. Para estabelecer a relação entre a comunidade micorrízica e os atributos químicos do solo foi realizada uma análise de componentes principais com objetivo de identificar as variáveis que respondem a maior variabilidade dos dados. Todas as análises estatísticas foram realizadas com auxílio do software R (R CORE TEAM, 2018).

## 2. Resultados e discussão

No total foram identificadas vinte espécies de FMA distribuídas em cinco famílias: Acaulosporaceae (com duas espécies de *Acaulospora*), Claroideoglomeraceae (com duas espécies de *Claroideoglomerus*), Dentiscutataceae (com duas espécies de *Dentiscutata*), Gigasporaceae (com quatro espécies de *Gigaspora*, uma espécie de *Quatunica*, duas espécies de *Racocetra* e duas espécies de *Scutellospora*) e Glomeraceae (com três espécies de *Funneliformis*, duas espécies de *Glomus* e uma espécie de *Rhizoglomerus*) em ambos os ambientes invadido e não-invadido (Tabela 2). Observou-se diferenças significativas na densidade de esporos ( $p < 0,001$ ), na riqueza de espécies ( $p < 0,05$ ), na diversidade (Índice de Shannon,  $p < 0,01$ ) e na dominância (Índice de Simpson,  $p < 0,01$ ) em função dos ambientes e das distâncias observadas no transecto de 30 m.

No ambiente invadido foram observadas as maiores densidades de esporos e riqueza de espécies próximos a zona de atuação do sistema radicular da *C. madagascariensis* (64 esporos/100 g solo e seis espécies de FMA, respectivamente), enquanto no ambiente não-invadido foram observadas maiores densidades de esporos e riqueza de espécies a 15 m de distância da zona de atuação do sistema radicular de *M. hostilis* (33 esporos/100 g solo e sete espécies de FMA, respectivamente). Para a diversidade e dominância de espécies de FMA, foram observados os maiores valores para estes índices a 5 m de distância da zona de atuação do sistema radicular de *C. madagascariensis* (1.66 e 0.79, respectivamente), e a 15 e 10 m de distância da zona de atuação do sistema radicular de *M. hostilis* (1.70 e 0.91, respectivamente).

**Tabela 2. Frequência de ocorrência (%), classificação e índices ecológicos de fungos micorrízicos arbusculares observados em ambientes invadidos e não-invadidos no bioma Caatinga, Pombal, PB, Brasil.**

| Espécies de FMA   | Ambiente Invadido            |       |       |       |                | Clas<br>se | Ambiente Não-invadido |       |       |            |  |
|---|------------------------------|-------|-------|-------|----------------|------------|-----------------------|-------|-------|------------|--|
|   | 0m                           | 5m    | 10m   | 15m   | 0m             |            | 5m                    | 10m   | 15m   | Clas<br>se |  |
|   | Frequência de ocorrência (%) |       |       |       |                |            |                       |       |       |            |  |
| <i>Acaulospora denticulata</i> Sieverd. & S. Toro                                     | 7.51                         | -     | -     | -     | R <sup>1</sup> | -          | 4.30                  | 4.96  | 0.74  | R          |  |
| <i>Acaulospora tuberculata</i> Janos & Trappe   | -                            | -     | -     | -     | -              | -          | -                     | -     | 5.18  | R          |  |
| <i>Claroideoglossum claroideum</i> (N.C. Schenck & G.S. Sm.) C. Walker & Schüssler    | -                            | 2.15  | -     | -     | R              | -          | -                     | -     | 20.00 | C          |  |
| <i>Claroideoglossum etunicatum</i> (W.N. Becker & Gerd.) C. Walker & A. Schüssler     | 58.90                        | 20.43 | 50.00 | 42.86 | D              | 39.13      | 17.21                 | 14.18 | -     | D          |  |
| <i>Dentiscutata cerradensis</i> (Spain & J. Miranda) Sieverd., F.A. Souza & Oehl      | 9.90                         | -     | -     | -     | R              | 8.69       | 17.21                 | 17.73 | -     | C          |  |
| <i>Dentiscutata heterogama</i> (T.H. Nicolson & Gerd.) Sieverd., F.A. de Souza & Oehl | -                            | -     | -     | -     | -              | -          | -                     | 5.68  | 5.92  | R          |  |
| <i>Funneliformis caledonius</i> (T.H. Nicolson & Gerd.) C. Walker & A. Schüssler      | 3.16                         | -     | -     | -     | R              | -          | -                     | -     | -     | -          |  |
| <i>Funneliformis geosporum</i> (T.H. Nicolson & Gerd.) C. Walker & Schüssler          | 11.06                        | 25.81 | -     | -     | C              | -          | -                     | -     | 19.25 | C          |  |
| <i>Funneliformis mosseae</i> (T.H. Nicolson & Gerd.) C. Walker & A. Schüssler         | -                            | 4.30  | 6.25  | 42.86 | D              | -          | -                     | -     | -     | -          |  |
| <i>Gigaspora albida</i> N.C. Schenck & G.S. Sm  | 1.58                         | 18.27 | -     | -     | C              | 19.56      | 10.75                 | -     | 24.44 | C          |  |
| <i>Gigaspora decipiens</i> I.R. Hall & L.K. Abbott                                    | -                            | -     | -     | -     | -              | -          | -                     | 8.51  | 9.84  | R          |  |
| <i>Gigaspora gigantea</i> (T.H. Nicolson & Gerd.) Gerd. & Trappe                      | 1.18                         | 8.60  | 18.75 | 14.28 | C              | 19.56      | 27.96                 | 13.47 | -     | C          |  |



|  |                   |        |        |        |   |        |        |        |        |   |
|--|-------------------|--------|--------|--------|---|--------|--------|--------|--------|---|
| <i>Gigaspora margarita</i> Becker & Hall   | -                 | 4.30   | -      | -      | R | -      | 4.30   | 8.51   | -      | R |
| <i>Glomus coremioides</i> (Berk. & Broome) D. Redecker & J.B. Morton                 | -                 | -      | -      | -      | - | -      | -      | -      | 0.74   | R |
| <i>Glomus multicaule</i> Gerdemann & B.K. Bakshi                                     | 1.18              | -      | -      | -      | R | -      | -      | -      | -      | - |
| <i>Quatunica erythropus</i> (Koske & C. Walker) F.A. Souza, Sieverd. & Oehl          | 1.18              | -      | -      | -      | R | 13.04  | 18.27  | 7.09   | -      | C |
| <i>Racocetra verrucosa</i> (Koske & C. Walker) Sieverd. Oehl, F. A. Souza & Sieverd  | -                 | 1.07   | 25.00  | -      | C | -      | -      | -      | -      | - |
| <i>Racocetra coralloidea</i> (Trappe, Gerd. & I. Ho) Oehl, F.A. Souza & Sieverd      | -                 | -      | -      | -      | - | -      | -      | -      | 14.07  | C |
| <i>Scutellospora calospora</i> (Nicol. & Gerd.) C. Walker & FE Sanders               | -                 | 15.05  | -      | -      | C | -      | -      | 21.98  | -      | C |
| <i>Rhizoglomus aggregatum</i> (N.C. Schenck & G.S. Sm.) Sieverd., G.A. Silva & Oehl. | 4.34              | -      | -      | -      | R | -      | -      | -      | -      | - |
| Densidade esporos (esporos/100 g solo)   | 64 a <sup>2</sup> | 20 b   | 5 c    | 2 c    | - | 10 c   | 23 b   | 35 a   | 33 a   | - |
| Riqueza  | 6 a               | 6 a    | 2 b    | 1 b    | - | 3 b    | 4 b    | 4 b    | 7 a    | - |
| Shannon (H')   | 1.24 b            | 1.66 a | 0.44 c | 0.42 c | - | 0.72 c | 1.15 b | 0.96 b | 1.70 a | - |
| Simpson (C')   | 0.58 b            | 0.79 a | 0.75 a | 0.77 a | - | 0.67 c | 0.83 b | 0.91 a | 0.79 b | - |

<sup>1</sup>R = espécies raras que apresentam frequência de ocorrência menor que 10%; C = espécies comuns que apresentam frequência de ocorrência maior que 11% e, menor que 30%; e D = espécies dominantes que apresentam frequência de ocorrência superior a 30%) de acordo com classificação proposta por Souza et al. (2016). <sup>2</sup> Letras minúsculas iguais na mesma linha não diferem entre si pelo teste de Bonferroni a 5% de probabilidade.

Os resultados observados quanto à composição da comunidade de FMA em ambientes invadidos e não-invadidos corroboram a hipótese de que espécies de plantas exóticas com potencial invasor (e.g., *C. madagascariensis*) podem causar modificações na estrutura da comunidade de

fungos micorrízicos arbusculares, conforme mencionado por Zubek et al. (2016) e Andersen et al. (2019). No ambiente invadido, observou-se que *Claroideoglomus etunicatum* foi a espécie de fungo mais frequente na rizosfera da espécie exótica (58.90%). Em comparação ao ambiente não-invadido, foi

observado aumento de 1.5 vezes na frequência de ocorrência desta espécie de FMA. Estes fenômenos corroboram com os resultados de Souza et al. (2016), em que foi descrito que *C. madagascariensis* promoveu espécies de FMA dos gêneros *Claroideoglofus* e *Rhizoglofus* na sua rizosfera, devido ao aumento na taxa de rizodeposição e alterações nas propriedades químicas de um Vertissolo. Outros estudos também demonstraram resultados semelhantes quanto à densidade de esporos de FMA (1 a 73 esporos/100 g solo) e descreveram *Claroideoglofus* como sendo um gênero de FMA dominante em ambientes semiáridos perturbados ou com algum grau de degradação no bioma Caatinga (SOUZA et al., 2016; SILVA et al., 2019).

Quando comparados os impactos negativos que espécies de plantas com potencial invasor podem causar ao ambiente, deve-se levar em consideração que *C. madagascariensis* é uma espécie de liana com hábito trepador, que usa as espécies de árvores nativas como “tutores” para se estabelecer no novo ambiente. Este tipo de hábito de crescimento favorece a aquisição de luz, em detrimento da nativa, o que acelera a deposição de material vegetal na superfície do solo e da taxa de decomposição do sistema radicular no ambiente edáfico. Nestas condições, ocorre aumento nas taxas de esporulação de FMA, o que corrobora os resultados encontrados para densidade de esporos no ambiente não-invadido (CÂMARA

et al., 2016). Segundo resultados observados por Grove et al. (2017), espécies de plantas exóticas com potencial invasor favorecem espécies específicas de FMA na área de atuação do seu sistema radicular. Neste estudo, além das raízes de *C. madagascariensis* atuarem como potenciais atrativos para o estabelecimento de associações micorrízicas com espécies da Ordem Glomerales (Famílias Claroideoglomeraceae e Glomeraceae), há também o estímulo à esporulação promovido pelo sistema radicular das espécies nativas que na tentativa de superar a invasora começam a ativar estratégias de estabelecimento de simbiose (e.g., ativação dos genes *Myc+*, *DMI*, *CASTOR*, *Cyclops* e *SYMRK*) que também estimulam a esporulação (SOUZA, 2018). Em médio prazo, isto resulta em benefício duplo para *C. madagascariensis*, onde há aumento substancial de potenciais espécies de FMA que podem colonizar seu sistema radicular e facilitar a aquisição de nutrientes, água e na superação de períodos de estresse.

O número de espécies de FMA identificadas neste estudo superaram o número de espécies de FMA observadas por Silva et al. (2019), que identificaram seis espécies de FMA em vegetação de Caatinga sob diferentes manejos, distribuídas entre os gêneros *Ambispora*, *Gigaspora*, *Glomus* e *Rhizoglofus*. Entretanto, Pontes et al. (2017), estimando a diversidade de FMA na rizosfera em uma área de agroecossistema no Ceará,

obtiveram respostas divergentes desta pesquisa, em que identificaram 60 espécies de FMA distribuídos em 21 gêneros e 12 famílias. Outros pesquisadores como Marinho et al. (2019), afirmaram que os gêneros de FMA identificados nas áreas de estudo são comuns em ambientes semiáridos do Brasil, a exemplo de *Acaulospora*, *Claroideoglossum*, *Dentiscutata*, *Funneliformis*, *Gigaspora*, *Rhizoglossum* e *Scutellospora*. Diversos estudos reforçam a hipótese que a diversidade de plantas e o sucesso na invasão biológica são fortemente influenciados pelas relações

simbióticas entre FMA e a planta hospedeira (TRAVESET; RICHARDSON 2014).

Quanto aos atributos químicos do solo, observou-se diferenças significativas nos teores de Na<sup>+</sup> ( $p < 0,05$ ), Ca<sup>2+</sup> ( $p < 0,05$ ) e carbono orgânico do solo ( $p < 0,05$ ), em função dos ambientes avaliados. Não foram observadas diferenças significativas entre as distâncias avaliadas dentro de cada transecto. Os maiores valores de sódio e cálcio trocável e de carbono orgânico no solo foram observados no ambiente invadido por *C. madagascariensis* (Tabela 3).

**Tabela 3. Atributos químicos do solo observados em transectos (30 m) localizados em ambientes invadidos e não-invadidos no bioma Caatinga, Pombal, PB, Brasil.**

| Atributos Químicos do Solo                             | Ambiente Invadido          | Ambiente Nativo   |
|--|----------------------------|-------------------|
| pH (água)  | 5.85 ± 1.18 a <sup>1</sup> | 6.00 ± 0.57 a     |
| P disponível (mg.dm <sup>3</sup> )                     | 200.16 ± 70.51 a           | 246.16 ± 111.34 a |
| K <sup>+</sup> (mg.dm <sup>3</sup> )                   | 132.28 ± 7.95 a            | 125.18 ± 31.65 a  |
| Na <sup>+</sup> (cmol <sub>c</sub> .dm <sup>3</sup> )  | 0.08 ± 0.04 a              | 0.035 ± 0.005 b   |
| Ca <sup>2+</sup> (cmol <sub>c</sub> .dm <sup>3</sup> ) | 7.04 ± 1.34 a              | 5.85 ± 1.35 b     |
| Mg <sup>2+</sup> (cmol <sub>c</sub> .dm <sup>3</sup> ) | 6.50 ± 0.67 a              | 6.05 ± 2.97 a     |
| Al <sup>3+</sup> (cmol <sub>c</sub> .dm <sup>3</sup> ) | 0.325 ± 0.05 a             | 1.57 ± 0.18 a     |
| Carbono orgânico no solo (g.kg <sup>-1</sup> )         | 4.59 ± 2.07 a              | 2.10 ± 0.18 b     |

<sup>1</sup> Letras minúsculas iguais na mesma linha não diferem entre si pelo teste de Bonferroni à 5% de probabilidade.

Com base nos resultados deste estudo, ficou evidente que *C. madagascariensis* promoveu alterações nas propriedades químicas do solo, o que corrobora a segunda hipótese. Segundo Caravaca et al. (2020), espécies exóticas podem causar alterações permanentes na atividade rizosférica e nas propriedades químicas do solo, através de modificações no processo de rizodeposição,

exsudação radicular e deposição de serapilheira (e.g., por acelerar o processo de senescência da espécie arbórea nativa), conforme descrito por Souza et al. (2016). Apesar de não ter sido objeto desse estudo, pode-se observar que no ambiente invadido por *C. madagascariensis* existem maiores teores de Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup> e Ca<sup>2+</sup> em comparação ao ambiente não-invadido. Este tipo de alteração

em ambiente semiárido deve receber especial atenção, devido os solos neste ambiente estarem propensos a problemas de salinização de áreas (LEITE et al., 2020). Neste caso, *C. madagascariensis*, além desta espécie exótica apresentar comportamento agressivo, reduzir a diversidade florística e alterar a composição da microbiota (SOUZA et al., 2016), ainda promove alterações no ambiente edáfico, com potencial para salinização do solo. Incrementos significativos nos teores de  $\text{Na}^+$  e  $\text{Ca}^{2+}$  no ambiente invadido indicaram que a espécie exótica, através de sua atividade radicular libera exsudatos (e.g., extrusão de  $\text{H}^+$  e ácidos orgânicos) que podem atrair diferentes tipos de microrganismos específicos que sejam menos efetivos em imobilizar sais solúveis na solução do solo (LEITE et al., 2020).

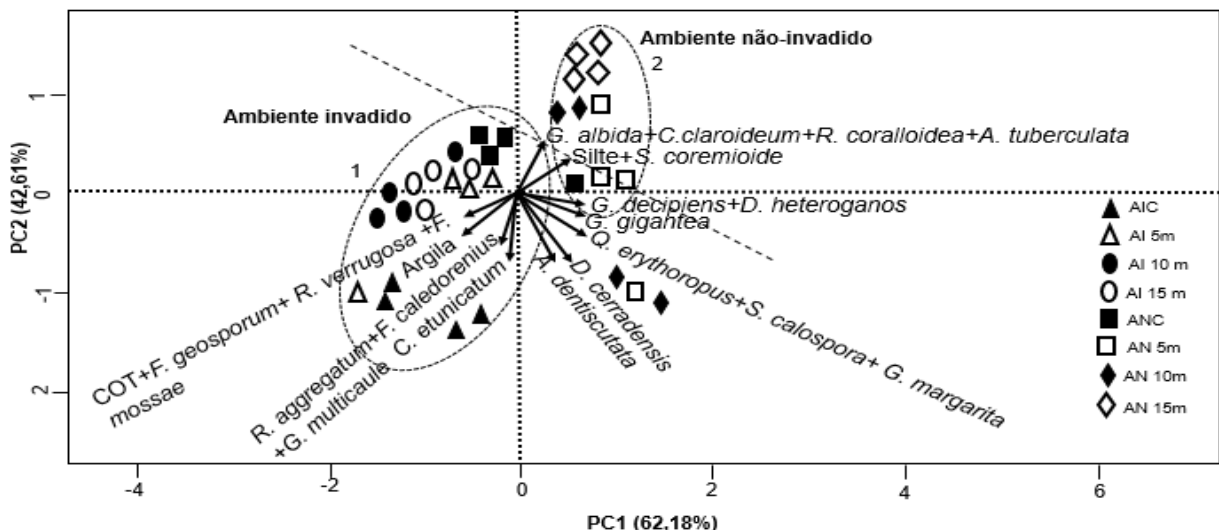
Quanto, aos incrementos observados nos teores de carbono orgânico no ambiente invadido, é importante ressaltar *C. madagascariensis*, por apresentar fácil adaptação aos mais diversos ambientes, formam bosques de elevada densidade populacional e quase impenetráveis devido ao seu rápido crescimento e elevadas produção

de biomassa vegetal (SOUZA et al., 2017) e deposição de material provindo da planta nativa morta. Isto reforçou os maiores teores de carbono orgânico no solo observados no ambiente invadido.

Com a análise de componentes principais considerando os atributos químicos e a composição da comunidade de FMA, observou-se que os ambientes de estudo são dissimilares entre si. O primeiro eixo (PC1) explicou 62,18% da variação das amostras, enquanto o segundo eixo (PC2) explicou 42,61% (figura 3). Foram observadas:

- 1) correlação positiva para o ambiente invadido com os teores de carbono orgânico no solo, *Funneliformis geosporum*, *Racocetra verrugosa*, *Funneliformis mossae*, *Rhizoglosum aggregatum*, *Funneliformis caledorenius*, *Glomus multicaule* e *C. etunicatum* (cluster 1) e;
- 2) correlação positiva para o ambiente não-invadido com *Acaulospora tuberculata*, *Gigaspora albida*, *Claroideoglosum claroideum*, *Racocetra coralloidea* e *Sclerocystis coremioides* (cluster 2) (Figura 3).

**Figura 3. Análise de Componentes Principais entre os atributos físico-químicos do solo e entre as espécies de FMA em área de Caatinga com presença da espécie invasora *C. madagascariensis*, Pombal, Paraíba, Brasil.**



AIC: ambiente invadido abaixo da copa; AI5: ambiente invadido a 5m; AI10: ambiente invadido a 10m; AI 15: ambiente invadido a 15m; ANC: ambiente nativo abaixo da copa; AN5: ambiente nativo a 5m; AN10: ambiente nativo a 10m e AN15: ambiente nativo a 15m.

No presente estudo, *C. madagascariensis* reduziu a diversidade micorrízica e promoveu incrementos significativos no compartimento de carbono orgânico no solo. No geral, a espécie exótica promoveu a esporulação e a frequência de ocorrência de FMAs específicos (e.g., *C. etunicatum*, *R. verrugosa* e *Funneliformis geosporum*). Neste ambiente rizosférico favorável, FMAs específicos, tornaram-se mais eficientes em estabelecer a simbiose com a nova hospedeira em comparação com espécies nativas já bem estabelecidas (CARAVACA et al., 2020). Esses são modulados por mecanismos fisiológicos e moleculares no estabelecimento da simbiose entre FMA e a planta hospedeira (SOUZA, 2018). No entanto, apesar do elevado

percentual de dominância da espécie de FMA *C. etunicatum* no ambiente invadido, ainda não se pode afirmar que esta seja uma espécie de fungo dominante com a presença da invasora *C. madagascariensis*. Por outro lado, os resultados apresentados nesta pesquisa demonstram a necessidade de considerar novos estudos para o melhor entendimento dos efeitos desta espécie sobre a salinização do solo e os principais benefícios de sua associação com o FMA *C. claroideum* no incremento de biomassa, aquisição de água e nutrientes e colonização radicular.

### 3. Conclusão

A espécie *C. madagascariensis* provocou alterações na composição da comunidade de FMA, com a redução da riqueza e diversidade

de espécies de FMA. Por outro lado, observou-se incrementos na frequência de ocorrência de espécies de FMA específicas, como *C. etunicatum*, além de promover alterações nos atributos químicos (Na<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup> e carbono orgânico do solo) em um Neossolo Fúlvico.

Este estudo reforçou as hipóteses de que espécies exóticas podem modificar a comunidade de FMA e as propriedades químicas do solo e como *feedback* promover o seu desenvolvimento nos novos *habitats*, através da seleção de algumas espécies de FMA, favorecendo a aquisição de nutrientes em ambientes semiáridos.

## Referências

- AERTS, R. et al. Invasion by the alien tree *Prunus serotina* alters ecosystem functions in a temperate deciduous forest. **Front Plant Science**, v. 8, n. 179, 2017. <https://doi.org/10.3389/fpls.2017.00179>
- ANDERSEN, E.M.; CAMBRELIN, M.N.; STEIDL, R.J. Responses of grassland arthropods to an invasion by nonnative grasses. **Biological Invasions**, v. 21, p. 405-416, 2019. <https://doi.org/10.1007/s10530-018-1831-z>
- BLACKBURN, G. et al. An Applied Empirical Framework for Invasion Science: Confronting Biological Invasion Through Collaborative Research Aimed at Tool Production. **Annals of the Entomological Society of America**, v. 113, p. 230–245, 2020. <https://doi.org/10.1093/aesa/saz072>
- CAMARA, R. et al. Fungos micorrízicos arbusculares em dois fragmentos de restinga periodicamente inundáveis em Marambaia, RJ. **Floram**, v. 23, p. 33-42, 2016. <http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.072214>
- CARAVACA, F. et al. The invasion of semiarid Mediterranean sites by *Nicotiana glauca* mediates temporary changes in mycorrhizal associations and a permanent decrease in rhizosphere activity. **Plant Soil**, v. 450, p. 217–229, 2020. <https://doi.org/10.1007/s11104-020-04497-1>
- CHAFFIN, B.C. et al. Biological invasions, ecological resilience and adaptive governance. **Journal of Environmental Management**, v. 183, p. 399-407, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.04.040>
- GERDEMANN, J. W.; NICOLSON, T. H. Spores of mycorrhizal *Endogone* species extracted from soil by sieving and decanting. **Transactions of the British Mycological Society**, v. 46, p. 235-244, 1963. [https://doi.org/10.1016/S0007-1536\(63\)80079-0](https://doi.org/10.1016/S0007-1536(63)80079-0)
- GERZ, M. et al. Niche differentiation and expansion of plant species are associated with mycorrhizal symbiosis. **Journal of Ecology**, 106: 254–264, 2018. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12873>
- CICG. 2023. Coleção Internacional de Cultura de Glomeromycota. Disponível em: < <https://sites.google.com/site/cicgfma/home> > Acesso em: 20/jul/2023.
- GOTO, B.T. et al. Intraornatosporaceae (Gigasporales), a new family with two new genera and two new species. **Mycotaxon**, v. 119, p. 117-132, 2012. <https://doi.org/10.5248/119.117>
- GROVE, S. et al. Mycorrhizae, invasions, and the temporal dynamics of mutualism disruption. **Journal of Ecology**, v. 105, p. 1496–1508, 2017. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12853>
- JENKINS, W. R. A rapid centrifugal flotation technique for separation nematodes from soil. **Plant Disease Reporter**, v. 48, n. 692, 1964. <http://garfield.library.upenn.edu/classics1980/A1980KJ72900001.pdf>
- LEITE, M.C.B.S. et al. Mycorrhizal *Atriplex nummularia* promote revegetation and shifts in microbial properties in saline Brazilian soil. **Applied Soil Ecology**, v. 153, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2020.103574>
- LUCENA, E.O. et al. Occurrence and distribution of *Gigaspora* under *Cryptostegia madagascariensis* Bojer Ex Decne in Brazilian tropical seasonal dry forest. **Revista Agropecuária Técnica**, v. 39, p. 221-227, 2018. <https://doi.org/10.25066/agrotec.v39i3.40055>
- MARINHO, F. et al. High diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in natural and anthropized sites of a Brazilian tropical dry forest (Caatinga). **Fungal**

- Ecology**, v. 40, p. 82-91, 2019.  
<https://doi.org/10.1016/j.funeco.2018.11.014>
- OEHL, F. et al. Advances in Glomeromycota taxonomy and classification. **IMA Fungus**, v. 2, p. 191-199, 2011.  
<https://doi.org/10.5598/imafungus.2011.02.02.10>
- PONTES, J.S. et al. Diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in Brazil's Caatinga and experimental agroecosystems. **Biotropical**, v. 49, p. 413-427, 2017. <https://doi.org/10.1111/btp.12436>
- R CORE TEAM. **R: A Language and Environment for Statistical Computing**. R Foundation for Statistical Computing. 2018. Disponível em <<https://www.R-project.org/>>. Acesso em 20 jul. 2020.
- SCHENCK, N. C.; PÉREZ, Y. **Manual for the identification of VA- mycorrhizal fungi**. 3. ed. Gainesville: Synergistics - Publications, 1990. 250 p.
- SIEVERDING, E. et al. *Rhizoglosum*, a new genus of the Glomeraceae. **Mycotaxon**, v. 129, p. 373-386, 2014. <https://doi.org/10.5248/129.373>
- SILVA, F.F. et al. Characterization of Rhizobia and arbuscular mycorrhizal fungi in áreas impacted by gravel mining in Brazil. **Revista Caatinga**, v. 32, p. 995-1004, 2019.  
<https://doi.org/10.1590/1983-21252019v32n416rc>
- SILVA, J.L.S. et al. High richness of exotic trees in tropical urban green spaces: Reproductive systems, fruiting and associated risks to native species. **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 50, p. 2020.  
<https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126659>
- SOUSA, F. Q.; ANDRADE, L. A.; XAVIER, K. R. F. *Cryptostegia madagascariensis* Bojer ex Decne.: impactos sobre a regeneração natural em fragmentos de caatinga. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 11, p. 39-45, 2016.  
<https://doi.org/10.5039/agraria.v11i1a5357>
- SOUSA, F.Q. et al. Banco de sementes do solo de caatinga invadida por *Cryptostegia madagascariensis* Bojer ex Decne. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 12, p. 220-226, 2017.  
<https://doi.org/10.5039/agraria.v12i2a5440>
- SOUZA, T.A.F. et al. Could biological invasion by *Cryptostegia madagascariensis* alter the composition of the arbuscular mycorrhizal fungal community in semi-arid Brazil? **Acta Botânica Brasileira**, v. 30, p. 93-101, 2016.  
<https://doi.org/10.1590/0102-33062015abb0190>
- SOUZA et al. Biological Invasion Influences the Outcome of Plant-Soil Feedback in the Invasive Plant Species from the Brazilian Semi-arid. **Microbial Ecology**, v. 75, n. 11, 2017.
- SOUZA, J.O. **Ocorrência de fungos micorrízicos arbusculares (fma) em diferentes tipologias florestais do estado de Pernambuco**. 2018. 63p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais: Área de concentração em Ecologia e Conservação de Ecossistemas Florestais) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2018.
- SOUZA, T.A.F. et al. Plant-soil feedback of two legume species in semi-arid Brazil. **Environmental Microbiology**, v. 50, p. 1011–1020, 2019.  
<https://doi.org/10.1007/s42770-019-00125-y>
- TEIXEIRA, P.C. et al. **Manual de métodos de análise de solo**. 3. ed. Brasília: EMBRAPA, 2017. 574p.  
<https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/1085209>
- TRAVESET, A.; RICHARDSON, D.M. Mutualistic interactions and biological invasions. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 45, p. 89-113, 2014.  
<https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-120213-091857>
- ZUBEK, S. et al. Invasive plants affect arbuscular mycorrhizal fungi abundance and species richness as well as the performance of native plants grown in invaded soils. **Biology and Fertility of Soils**, v. 52: p. 879-893, 2016.  
<https://doi.org/10.1007/s00374-016-1127-3>