



UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO



EDJANE OLIVEIRA DE LUCENA

**INVASÃO BIOLÓGICA POR *Cryptostegia madagascariensis* Bojer
ex Decne. EM ÁREA DE NEOSSOLO FLÚVICO NO SEMIÁRIDO
PARAIBANO**

AREIA

2023

EDJANE OLIVEIRA DE LUCENA

**INVASÃO BIOLÓGICA POR *Cryptostegia madagascariensis* Bojer ex Decne.
EM ÁREA DE NEOSSOLO FLÚVICO NO SEMIÁRIDO PARAIBANO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo da Universidade Federal da Paraíba, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutora em Ciência do Solo. Área de concentração: Ciclos Biogeoquímicos em Agroecossistemas Familiares

Orientador: Prof. Dr. Leonaldo Alves de Andrade
Coorientador: Prof. Dr. Bruno de Oliveira Dias

AREIA

2023

L935i Lucena, Edjane Oliveira de.

Invasão biológica por *cryptostegia madagascariensis* bojer ex decne. em área de neossolo flúvico no semiárido paraibano / Edjane Oliveira de Lucena. -
Areia:UFPB/CCA, 2023.

132 f. : il.

Orientação: Leonaldo Alves de Andrade.

Coorientação: Bruno de Oliveira Dias.

Tese (Doutorado) - UFPB/CCA.

1. Ciência do Solo. 2. Produção de serrapilheira. 3. Macrofauna edáfica. 4. Fungos micorrízicos arbusculares. I. Andrade, Leonaldo Alves de. II. Dias, Bruno de Oliveira. III. Título.

UFPB/CCA-AREIA

CDU 631.4(043.2)

EDJANE OLIVEIRA DE LUCENA

**INVASÃO BIOLÓGICA POR *Cryptostegia madagascariensis* Bojer ex Decne. EM ÁREA
DE NEOSSOLO FLÚVICO NO SEMIÁRIDO PARAIBANO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo da Universidade Federal da Paraíba, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutora em Ciência do Solo. Área de concentração: Ciclos Biogeoquímicos em Agroecossistemas Familiares

Aprovada em: 25/02/2021

BANCA EXAMINADORA



Prof. Dr. Leonaldo Alyes de Andrade
Presidente



Prof. Dr. Bruno de Oliveira Dias
Examinador



Profa. Dra. Vânia da Silva Fraga
Examinadora



Profa. Dra. Ana Lícia Patriota Feliciano
Examinadora



Profa. Dra. Patrícia Carneiro Souto
Examinadora

*Aos meus pais,
Edson e Maria,
As minhas irmãs,
Edna Valéria, Ednamara e Edcleidy,
Família sempre presente e amorosos,
Incentivadores da minha educação e dos meus sonhos.*

Dedico

AGRADECIMENTOS

Ao meu Deus, Pai de infinita bondade, obrigada Senhor pelas bênçãos concedidas em minha vida, especialmente esse grande sonho a ser realizado. A ti, seja toda honra e glória para sempre.

À Universidade Federal da Paraíba, ao Centro de Ciências Agrárias e ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo por todo o aprendizado e oportunidades.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de doutorado.

Ao Professor Dr. Leonaldo Alves de Andrade, pela orientação, confiança e amizade, aquele que me acolheu e confiou em mim, a quem eu serei eternamente grata. Obrigada pela oportunidade de trabalhar em equipe.

A minha família, meus pais Edson e Maria, minhas irmãs Edna Valéria, Ednamara e Edcleidy, pelo amor, incentivo, apoio, confiança e compreensão, sempre estiveram presentes em minha vida, mesmo distantes fisicamente. A vocês que sempre acompanharam toda minha trajetória acadêmica, e que são o motivo de alcançar essa realização profissional e pessoal. A conquista dessa vitória é por vocês e para vocês, em agradecimento por todo sacrifício de nossas vidas! A minha sobrinha Isabel e meu cunhado Alex pelo apoio e carinho.

Ao meu esposo Armando Santos, meu amor, companheiro, amigo e incentivador dos meus sonhos, apoio e compreensão me dedicou durante o trajeto final desse capítulo conquistado. Obrigada meu amor.

À turma de Pós-Graduação em Ciência do Solo de 2016, Ana Carolina, Renato, Gaudêncio, João Batista, Victor Félix, Maíra, Ernandes e Josevaldo, pelos momentos de aprendizado, companheirismo, amizade, risadas e dificuldades que irão ficar na memória para sempre. Obrigada.

Às amigas do PPGCS, Camila, amiga desde a graduação, Kalline, Cristina, Idaline, Anne e Mary Anne pelo companheirismo, apoio e incentivo em todos os momentos dessa caminhada, frutos de amizade sincera, Deus nos abençoe.

Às amigas que o CCA me presenteou, Karla Selene, Thais Vitoriano e Luciana, pela amizade sincera, apoio e por tantos ensinamentos de vida e acadêmicos compartilhados.

Ao grupo TENDA, em nome de Prof. Djail, Tancredo, Samuel, Karla Selene, Joaquim, José Flávio, Ednaldo, Lucas Sombra, Ronaldo, pelos ensinamentos e oportunidades e, acima de tudo pelas amizades construídas e bons momentos.

Ao Drº. Tancredo Souza por toda ajuda e ensinamentos na elaboração desta tese e por toda oportunidade concedida.

Aos professores Bruno Dias, Vânia Fraga, Ana Lícia Patriota e Patrícia Souto, pela participação na finalização desta tese e pelas valiosas contribuições ao estudo.

A todos os professores do PPGCS que ao longo do curso me ajudaram nessa jornada, compartilhando seus conhecimentos e contribuindo para tornam-me Doutora em Ciência do Solo.

Ao Laboratório de Matéria Orgânica do Solo e de Ecologia Vegetal (LEV) da UFPB pelo apoio nas análises laboratoriais para execução desta pesquisa e pelas oportunidades de estudo e trabalhos executadas ao longo desta caminhada. Ao Robsom Monteiro, por toda ajuda durante as coletas de dados em campo e pela confiança em ajudar em seus estudos. .

Aos amigos do CCA e da Pós-Graduação em Ciência do Solo, pelas amizades construídas e a todos que, de forma direta ou indireta, fizeram parte dessa caminhada e que não foram mencionados, agradeço.

Obrigada!

Àquele que é capaz de fazer infinitamente mais do que tudo o que pedimos ou pensamos, conforme o seu poder que opera em nós, a Ele seja a glória na igreja e em Cristo Jesus por todas as gerações, para todo o sempre! Amém.

Eféios, 3: 20-21

RESUMO

A introdução de espécies exóticas com potencial invasor pode gerar diversos impactos ao ecossistema natural. Alguns estudos em área de Caatinga com a espécie invasora *Cryptostegia madagascariensis* comprovam seus efeitos negativos na diversidade da flora nativa. Objetivou-se avaliar a produção e a cinética de decomposição da serrapilheira produzida pela espécie invasora *Cryptostegia madagascariensis* e vegetação nativa em um gradiente longitudinal, bem como seus efeitos nos organismos do solo (macrofauna e fungos micorrízicos arbusculares) em função da sazonalidade em um Neossolo Flúvico no semiárido paraibano. A pesquisa foi realizada no município de Pombal-PB. Foram selecionados dois ambientes distintos e adjacentes. Um ambiente de vegetação de Caatinga com presença da invasora *C. madagascariensis* (ambiente com invasora) e um ambiente com vegetação de Caatinga (ambiente sem invasora). Para cada ambiente foram delimitados quatro transectos de 15 m de comprimento e as variáveis analisadas em função dos ambientes, do gradiente longitudinal e da sazonalidade. Para quantificar a produção e a cinética de decomposição de serrapilheira, em cada transecto por ambiente foram distribuídos um coletor de serrapilheira ($n=8$) e ao redor dos coletores distribuídos cinco bolsas de decomposição ($n=20$), contendo 50 g do material retirados dos coletores de serrapilheira. As avaliações para a produção e cinética de decomposição da serrapilheira foram acompanhadas a cada 60 dias. Também foram coletadas quatro amostras de solo por transecto e período para avaliar os atributos químicos do solo ($n=64$), quatro amostras para determinar o conteúdo de água no solo ($n=64$) e a temperatura do solo observadas em campo. Para avaliação da macrofauna edáfica, em cada transecto foram instaladas duas armadilhas do tipo "Provid" por distância e ambiente ($n=32$), contendo 200 mL de uma solução preservante (20 mL de detergente neutro, 30 mL de álcool à 70% e 150 mL de água), que permaneceram no campo por 72 h sendo os organismos do solo posteriormente identificados. Os espécimes da macrofauna edáfica foram quantificados a nível de Ordem e reunidos em grupos-funcionais. Para identificação dos fungos micorrízicos arbusculares (FMA), em cada transecto e ambiente foram coletadas quatro amostras de solo a cada cinco metros de comprimento ($n=128$) e para análise dos atributos químicos do solo foram coletadas quatro amostras de solo por transecto e ambiente ($n=64$). Para identificação dos FMA foi utilizado o método de extração dos esporos por meio do peneiramento úmido seguido de centrifugação em gradiente de sacarose à 40% por um minuto à 1000 rpm. Todas as análises estatísticas foram realizadas no *software* livre R. Os dados foram submetidos ao teste de Shapiro-Wilk e empregada a ANOVA "two-way". Para a produção e cinética de decomposição da serrapilheira, as médias foram comparadas pelo teste de Tukey ($p < 0,05$), e empregada a análise de componentes principais para avaliar as dissimilaridades entre ambientes e períodos. Quanto a biota edáfica foi empregada o teste de Bonferroni ($p < 0,05$) para a macrofauna e as espécies de FMA. Para a macrofauna edáfica aplicou-se a análise de escalamento multidimensional não-métrico (NMDS) para avaliar a dissimilaridade entre ambientes e distâncias. Para a comunidade de FMA, utilizou-se a análise de componentes principais para avaliar as dissimilaridades entre ambientes, distâncias e períodos. Após a análise dos dados, para a macrofauna e os FMA foram calculadas a abundância, a frequência absoluta, a riqueza, o índice de diversidade de Shannon (H') e o índice de dominância de Simpson (C'). Os resultados mostraram efeito significativo entre os ambientes, distâncias e períodos analisados. O ambiente com invasora *C.*

madagascariensis apresentou maior produção de serrapilheira, inclusive no período de déficit hídrico, menor temperatura e conteúdo de água no solo e maiores teores de fósforo e potássio na serrapilheira. Com relação aos atributos químicos do solo, o ambiente com invasora *C. madagascariensis* apresentou alterações nos teores de sódio, cálcio e carbono orgânico do solo. Para a macrofauna edáfica, o ambiente com invasora *C. madagascariensis* apresentou redução na diversidade de Ordens e de grupos-funcionais. O ambiente com invasora *C. madagascariensis* também causou alterações na comunidade de FMA, provocou aumento na densidade e na frequência de ocorrência de espécies de FMA específicos, como *Claroideogomus etunicatum* ao longo de todo o transecto. Em contrapartida, causou redução na frequência de ocorrência das espécies de FMA *Quatunica erythropus*, *Gigaspora albida* e *Gigaspora gigantea*. Concluiu-se que a invasora *C. madagascariensis* em Neossolo Flúvico em área de Caatinga foi capaz de promover seu desenvolvimento no ambiente. *C. madagascariensis* criou um habitat favorável condicionando sua invasão através da maior produção de serrapilheira, microclima local favorável além de selecionar determinadas Ordens e grupos-funcionais da macrofauna e de espécies de FMA para decompor seus resíduos vegetais e contribuir no seu processo de invasão no novo habitat.

Palavras-chave: produção de serrapilheira; macrofauna edáfica; fungos micorrízicos arbusculares.

ABSTRACT

The introduction of exotic species with invasive potential can generate several impacts to the natural ecosystem. Some studies in the Caatinga area with the invasive species *Cryptostegia madagascariensis* prove its negative effects on the diversity of native flora. The objective of this study was to evaluate the production and decomposition rate of litter produced by the invasive species *Cryptostegia madagascariensis* and native vegetation in a longitudinal gradient, as well as its effects on soil organisms (macrofauna and arbuscular mycorrhizal fungi) as a function of seasonality in a Entisols Fluvents in the semi-arid region of Paraíba. The research was carried out in the municipality of Pombal-PB. Two distinct and adjacent environments were selected. An environment of Caatinga vegetation with invasive *C. madagascariensis* (invaded environment) and an environment with Caatinga vegetation (native environment). For each environment, four 15 m long transects were delimited and the variables were analyzed according to the environments, the longitudinal gradient and seasonality. To quantify litter decomposition production and rate, a litter collector (n = 8) was distributed in each transect by environment and five litter bags (n = 20) were distributed around the collectors, containing 50 g of the material removed litter collectors. The evaluations for the production and decomposition rate of the litter were monitored every 60 days. Four soil samples by transect and period were also collected to assess the chemical attributes of the soil (n = 64), four samples to determine the water content in the soil (n = 64) and the soil temperature observed in the field. To assess the edaphic macrofauna, in each transect, two "Provid" traps were installed by distance and environment (n = 32), containing 200 mL of a preservative solution (20 mL of neutral detergent, 30 mL of 70% alcohol and 150 mL of water), which remained in the field for 72 h and the soil organisms were subsequently identified. The specimens of the edaphic macrofauna were quantified at Order level and gathered in functional groups. To identify arbuscular mycorrhizal fungi (AMF), in each transect and environment, four soil samples were collected every five meters in length (n = 128) and for analysis of the chemical attributes of the soil, four soil samples were collected by transect and environment (n=64). To identify the AMF, the method of spore extraction was used by means of wet sieving followed by centrifugation in a 40% sucrose gradient for one minute at 1000 rpm. Statistical analyzes were performed using free software R. The data were submitted to the Shapiro-Wilk test and the two-way ANOVA was used. For the production and decomposition rate of the litter, the averages were compared by the Tukey test ($p < 0.05$), and the analysis of main components was used to evaluate the dissimilarities between environments and periods. As for edaphic biota, the Bonferroni test ($p < 0.05$) was used for macrofauna and AMF species. For the edaphic macrofauna, non-metric multidimensional scaling analysis (NMDS) was applied to assess the dissimilarity between environments and distances. For the FMA community, principal component analysis was used to assess dissimilarities between environments, distances and periods. After analyzing the data, for the macrofauna and the AMF, abundance, absolute frequency, richness, Shannon's diversity index (H') and Simpson's dominance index (C') were calculated. The results showed a significant effect between the environments, distances and periods analyzed. The environment with invasive *C. madagascariensis* showed higher litter production, including in the period of water deficit, lower temperature and water content in the soil and higher levels of phosphorus and potassium in the litter. Regarding the chemical attributes of the soil, the environment with invasive *C. madagascariensis* showed alterations in the levels of

sodium, calcium and organic carbon of the soil. For the edaphic macrofauna, the environment with invasive *C. madagascariensis* showed a reduction in the diversity of Orders and functional groups. The environment with invasive *C. madagascariensis* also caused changes in the AMF community, causing an increase in the density and frequency of occurrence of specific AMF species, such as *Claroideogomus etunicatum* throughout the entire transect. On the other hand, it caused a reduction in the frequency of occurrence of the species of AMF *Quatunica erythropus*, *Gigaspora albida* and *Gigaspora gigantea*. It was concluded that the invader *C. madagascariensis* in Neossolo Flúvico in Caatinga area was able to promote its development in the environment. *C. madagascariensis* created a favorable habitat conditioning its invasion through greater litter production, favorable local microclimate, in addition to selecting certain Orders and functional groups of macrofauna and AMF species to decompose its plant residues and contribute to its invasion process in the new habitat.

Keyword: litter production; edaphic macrofauna; arbuscular mycorrhizal fungi.

LISTA DE FIGURAS

Fig. 1. Comunidade da espécie invasora <i>Cryptostegia madagascariensis</i> estabelecida em área de Caatinga hiperxerófila aberta no município de Pombal-PB, em (A) no período seco e (B) no chuvoso. Detalhes das partes reprodutivas da planta invasora, em (C) fruto verde e (D) fruto seco deiscente, tronco (E) e flor e folha (F). Fonte: Lucena (2021)	29
CAPÍTULO I	42
PRODUÇÃO E DECOMPOSIÇÃO DE SERRAPILHEIRA DA ESPÉCIE INVASORA <i>Cryptostegia madagascariensis</i> Bojer ex Decne E ESPÉCIES NATIVAS DE CAATINGA	42
Fig. 1. Aspecto geral da vegetação na área experimental, ambiente com invasora <i>Cryptostegia madagascariensis</i> no período chuvoso (1A) e período seco (1B), e ambiente sem invasora no período chuvoso (2A) e período seco (2B). Fonte: Lucena (2021).....	48
Fig. 2. Precipitação e temperatura média mensal no período de 2017 a 2018 no município de Pombal-PB. Fonte: Lucena (2021).....	50
Fig.3. Esquema da disposição dos transectos na área de estudo. Fonte: Adaptado de Lucena et al. (2018)	51
Fig. 4. Coletor de serrapilheira. Dados da pesquisa. Fonte: Lucena (2021)	51
Fig. 5. Pesagem (1A) e distribuição da serrapilheira nas bolsas de decomposição (1B) Fonte: Lucena (2021)	53
Fig. 6. Valores (média (N=8) \pm desvio padrão) da temperatura do solo ($^{\circ}$ C), (5A) e conteúdo de água no solo ($g\ k^{-1}$), (5B) em ambiente com e sem a presença da invasora <i>C. madagascariensis</i> , em área de Caatinga, Pombal, PB. *Representam diferenças significativas pelo teste t de Student ($p < 0,05$).	58
Fig. 7. Valores (média (N=32) \pm desvio padrão) da matéria orgânica do solo (MOS – g kg), fósforo na serrapilheira (P_{serr} – g kg) e potássio na serrapilheira (K_{ser} – g kg) no ambientes com invasora e sem invasora (<i>C. madagascariensis</i>) em área de Caatinga, Pombal, PB. *Representam diferenças significativas pelo teste t de Student ($p < 0,05$).	58
Fig. 8. Análise de componentes principais entre os atributos físicos (Ts: temperatura e Us: conteúdo de água no solo), químicos (MOS: matéria orgânica do solo, P_{serr} e K_{ser} : fósforo e potássio na serrapilheira) em ambiente com invasora (<i>C. madagascariensis</i>) e sem invasora em área de Caatinga no município de Pombal, PB.	60
Fig. 9. Percentual remanescente (%) da serrapilheira de <i>C. madagascariensis</i> , <i>M. tenuiflora</i> e de espécies associadas de Caatinga decomposta em função do tempo, Pombal, PB.	63

CAPÍTULO II	72
DIVERSIDADE DA MACROFAUNA EDÁFICA EM ÁREA DE CAATINGA INVADIDA POR <i>Cryptostegia madagascariensis</i> Bojer ex Decne	72
Fig. 1. Aspecto geral da vegetação na área experimental, ambiente com presença de <i>Cryptostegia madagascariensis</i> (A) e ambiente com vegetação nativa (B). Fonte: Lucena (2021).	77
Fig. 2. Precipitação e temperatura média mensal no período de 2017 a 2018 no município de Pombal-PB.	79
Fig. 3. Esquema da disposição dos transectos na área de estudo. Fonte: Adaptado de Lucena et al. (2018)	79
Fig. 4. Armadilhas “Provid” distribuídas nos transectos nas áreas de estudo. Fonte: Lucena et al. (2021)	80
Fig. 5. Curva de acumulação de espécies da macrofauna em área de Caatinga com presença de <i>Cryptostegia madagascariensis</i> , Pombal, Paraíba. Fonte: Lucena (2021)	82
Fig. 6. Ordens da macrofauna identificadas em área de Caatinga com presença da invasora <i>C. madagascariensis</i> . Araneae (A), Blattodea (B), Coleoptera (C), Dermaptera (D), Hemiptera (E), Hymenoptera (F), Lepidoptera (G), Orthoptera (H), Phasmatodea (I), Scorpiones (J) e Armadilhas Provid (K). Fonte: Lucena (2021)	84
Fig. 7. Frequência de ocorrência de grupos-funcionais da macrofauna em ambiente com e sem presença da invasora <i>C. madagascariensis</i> em gradiente longitudinal (0 e 15 m, respectivamente) em área de Caatinga, Pombal, Paraíba. Fonte: Lucena (2021)	91
Fig. 8. Escala multidimensional não-métrica (NMDS) da comunidade de macrofauna coletados em ambiente com e sem presença da invasora <i>C. madagascariensis</i> em área de Caatinga, Pombal, Paraíba, Brasil. Os ambientes estudados são representados da seguinte forma: Ambiente com invasora= quadrados cinza preenchidos; e ambiente sem invasora = círculos cinza preenchidos. Fonte: Lucena (2021).....	93
CAPÍTULO III	103
EFEITOS DA ESPÉCIE INVASORA <i>Cryptostegia madagascariensis</i> Bojer ex Decne NA DIVERSIDADE DE FUNGOS MICORRÍZICOS ARBUSCULARES	103
Fig. 1. Aspecto geral da vegetação na área experimental, ambiente com presença de <i>C. madagascariensis</i> no período chuvoso (1A) e período seco (1B), e ambiente com vegetação nativa no período chuvoso (2A) e período seco (2B) respectivamente. Fonte: Lucena (2021)	108
Fig. 2. Esquema da disposição dos transectos na área de estudo. Fonte: Adaptado de Lucena et al., (2018)	110

Fig. 3. Método de extração de esporos por peneiramento úmido. Fonte: Lucena (2021)	111
Fig. 4. Densidade de esporos no solo (100 g solo) em ambiente com invasora <i>C. madagascariensis</i> e sem a invasora em área de Caatinga, Pombal, Paraíba. Fonte: Lucena (2021)	116
Fig. 5. Análise de componentes principais entre os atributos químicos do solo e espécies de FMA em área de Caatinga com presença da invasora <i>C. madagascariensis</i> , Pombal-PB. ACI: ambiente com invasora abaixo da copa; ACI 5M: ambiente com invasora à 05 m; ACI 10m: ambiente com invasora à 10 m; ACI 15m: ambiente com invasora à 15 m; ASI: ambiente sem invasora abaixo da copa; ASI 5m: ambiente sem invasora à 05 m; ASI 10M: ambiente sem invasora à 10 m; ASI 15m: ambiente sem invasora à 15 m.	124

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I	42
PRODUÇÃO E DECOMPOSIÇÃO DE SERRAPILHEIRA DA ESPÉCIE INVASORA <i>Cryptostegia madagascariensis</i> Bojer ex Decne E ESPÉCIES NATIVAS DE CAATINGA	42
Tabela 1. Descrição dos ambientes de estudo (IBGE, 2012; EMBRAPA, 2006)	49
Tabela 2. Produção (média (N=8) ± desvio padrão) de serrapilheira (kg ha ⁻¹) em ambiente com invasora <i>C. madagascariensis</i> e sem invasora com presença de <i>M. tenuiflora</i> e espécies associadas de Caatinga em função da sazonalidade, no município de Pombal-PB.	56
.....	60
Tabela 3. Coeficiente de decomposição (k), e tempos médio de 50% (t _{0,5}) e 95% (t _{0,95}) para decomposição da serrapilheira acumulada de <i>C. madagascariensis</i> , de <i>Mimosa hostilis</i> e espécies associadas em área de Caatinga, no município de Pombal-PB.	61
CAPÍTULO II	72
DIVERSIDADE DA MACROFAUNA EDÁFICA EM ÁREA DE CAATINGA INVADIDA POR <i>Cryptostegia madagascariensis</i> Bojer ex Decne	72
Tabela 1. Descrição dos ambientes de estudo (IBGE, 2012; EMBRAPA, 2006)	78
Tabela 2. Abundância e frequência relativa (Fr) de indivíduos da macrofauna em área de Caatinga com presença de <i>C. madagascariensis</i> em função da sazonalidade, Pombal, Paraíba, Brasil.	85
Tabela 3. Abundância e frequência relativa de indivíduos da macrofauna em área de Caatinga com presença de <i>C. madagascariensis</i> em gradiente longitudinal, Pombal, Paraíba, Brasil.	88
Tabela 4. Riqueza, Diversidade de Shannon (H') e Dominância de Simpson (C') indivíduos da macrofauna em área de Caatinga com presença de <i>C. madagascariensis</i> em gradiente longitudinal, Pombal, Paraíba, Brasil.	89
CAPÍTULO III	103
EFEITOS DA ESPÉCIE INVASORA <i>Cryptostegia madagascariensis</i> Bojer ex Decne NA DIVERSIDADE DE FUNGOS MICORRÍZICOS ARBUSCULARES	103
Tabela 1. Descrição dos ambientes de estudo (EMBRAPA, 2006; IBGE, 2012)	109
Tabela 2. Famílias e espécies de fungos micorrízicos arbusculares em Neossolo Flúvico em gradiente longitudinal em área de Caatinga com presença da invasora <i>C. madagascariensis</i> , Pombal, Paraíba.	114

Tabela 3. Frequência de ocorrência (%) e classificação (Clas) de espécies de fungos micorrízicos arbusculares em gradiente longitudinal em área de Caatinga com presença de <i>Cryptostegia madagascariensis</i> , Pombal, Paraíba.	118
Tabela 4. Número de esporos (g de solo) e índices ecológicos de fungos micorrízicos arbusculares em gradiente longitudinal em área de Caatinga com presença da invasora <i>Cryptostegia madagascariensis</i> , Pombal, PB.	120
Tabela 5. Atributos químicos em Neossolo Flúvico em área de Caatinga com presença de <i>Cryptostegia madagascariensis</i> no município de Pombal, PB (média ± sd).....	121

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL.....	19
2 REFERENCIAL TEÓRICO.....	21
2.1 Semiárido Brasileiro.....	21
2.2 Bioma Caatinga	22
2.3 Produção de Serrapilheira na Caatinga	23
2.4 Fauna Edáfica.....	25
2.5 Invasão Biológica na Caatinga.....	27
2.6 <i>Cryptostegia madagascariensis</i> Bojer ex Decne	28
REFERÊNCIAS.....	31
CAPÍTULO I.....	42
PRODUÇÃO E DECOMPOSIÇÃO DE SERRAPILHEIRA DA ESPÉCIE INVASORA <i>Cryptostegia madagascariensis</i> Bojer ex Decne E ESPÉCIES NATIVAS DE CAATINGA	42
RESUMO.....	43
ABSTRACT.....	44
1 INTRODUÇÃO	45
2 MATERIAL E MÉTODOS	48
2.1 Localização das Áreas de Estudo	48
2.2 Características Climáticas da Área Experimental.....	49
2.3 Delineamento Experimental	50
2.4 Produção de Serrapilheira de <i>C. madagascariensis</i> , <i>M. tenuiflora</i> e espécies nativas de Caatinga	51
2.5 Decomposição da Serrapilheira Utilizando Bolsas de Decomposição	52
2.6 Temperatura do Solo e Conteúdo de Água no Solo	54
2.7 Matéria Orgânica do Solo e Teor de Macronutrientes da Serrapilheira	55
2.8 Análises Estatísticas	55
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	56
3.1 Produção de Serrapilheira da invasora <i>C. madagascariensis</i> , <i>M. tenuiflora</i> e de Espécies Nativas Associadas	56
3.2 Atributos Químicos do Solo e Teores de Nutrientes da Serrapilheira	57
3.3 Decomposição da Serrapilheira de <i>C. madagascariensis</i> , <i>M. tenuiflora</i> e de Espécies Associadas de Caatinga	61
4 CONCLUSÕES	65

REFERÊNCIAS.....	66
CAPÍTULO II.....	72
DIVERSIDADE DA MACROFAUNA EDÁFICA EM ÁREA DE CAATINGA INVADIDA POR <i>Cryptostegia madagascariensis</i> Bojer ex Decne.....	72
RESUMO.....	73
ABSTRACT.....	74
1 INTRODUÇÃO.....	75
2 MATERIAL E MÉTODOS.....	77
2.1 Localização das Áreas de Estudo.....	77
2.2 Características Climáticas da Área Experimental.....	78
2.3 Delineamento Experimental.....	79
2.4 Avaliação dos Índices Ecológicos.....	80
2.5 Análises Estatísticas.....	81
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	82
3.1 Esforço Amostral.....	82
3.2 Densidade e Abundância da Macrofauna em Área de Caatinga Invadida por <i>Cryptostegia madagascariensis</i> em Função da Sazonalidade.....	83
3.3 Variação Espacial da Macrofauna em Ambiente de Caatinga Invadida por <i>C. madagascariensis</i>	87
3.4 Índices Ecológicos da Macrofauna em Área de Caatinga com Presença de <i>C. madagascariensis</i>	89
3.5 Grupos-Funcionais da Macrofauna Edáfica em Área de Caatinga com Presença de <i>C. madagascariensis</i>	90
4 CONCLUSÕES.....	95
REFERÊNCIAS.....	96
CAPÍTULO III.....	103
EFEITOS DA ESPÉCIE INVASORA <i>Cryptostegia madagascariensis</i> Bojer ex Decne NA DIVERSIDADE DE FUNGOS MICORRÍZICOS ARBUSCULARES.....	103
RESUMO.....	104
ABSTRACT.....	105
1 INTRODUÇÃO.....	106
2 MATERIAL E MÉTODOS.....	108
2.1 Localização das Áreas de Estudo.....	108
2.2 Delineamento Experimental.....	109

2.3 Análises Químicas do Solo	110
2.4 Caracterização da Comunidade de Fungos Micorrízicos Arbusculares (FMA)	110
2.5 Análises Estatísticas	111
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	113
3.1 Densidade e Frequência de Fungos Micorrízicos Arbusculares (FMA)	113
3.2 Índices Ecológicos para Espécies de Fungos Micorrízicos Arbusculares em Área de Caatinga com Presença de <i>Cryptostegia madagascariensis</i>	119
3.3 Atributos Químicos do Solo.....	121
3.4 Análise de Componentes Principais: Atributos Químicos e Composição da Comunidade de FMA em Área de Caatinga com Presença de <i>Cryptostegia madagascariensis</i>	123
4 CONCLUSÕES	125
CONSIDERAÇÕES FINAIS	126
REFERÊNCIAS.....	127

1 INTRODUÇÃO GERAL

A Caatinga é um dos mais distintos biomas brasileiros, que apresenta variação dos fatores climáticos, como a distribuição irregular da precipitação ao longo do tempo e do espaço, níveis elevados de radiação solar, solos jovens, rasos e pedregosos. Essas características condicionam à uma composição florística típica com espécies caducifólias e xerófilas adaptadas a essas variações climáticas. Apesar de estar inserida em uma região semiárida, a Caatinga é formada por uma biodiversidade elevada, com grande número de espécies endêmicas da fauna e da flora, com grande potencial econômico e ecológico para a região, no entanto, esse bioma sofre com forte ação antrópica (TABARELLI et al., 2017).

A vegetação de Caatinga, sob essas condições edafoclimáticas, após o fim da estação chuvosa, como estratégia de defesa para manter suas atividades fisiológicas, libera suas folhas depositando o material orgânico (serrapilheira) na superfície do solo ao decorrer do ano (HENRIQUES et al., 2016). Dentre as principais funções da serrapilheira, contribui diretamente com a redução da desagregação das partículas e proteção contra o impacto das gotas de chuva na superfície do solo, mantém o conteúdo de água no solo, além de ser refúgio e habitat para grande parte dos invertebrados do solo e suprimento nutricional para esses organismos. Assim, a serrapilheira é o principal componente de manutenção da qualidade física e química do solo (SILVA et al., 2017).

Portanto, a decomposição da serrapilheira e a ciclagem de nutrientes é uma condição essencial para manutenção dos ecossistemas e está intrinsecamente ligada a atividade dos organismos edáficos. Esses invertebrados do solo desempenham importantes funções nos ecossistemas pois ocupam diversos níveis tróficos na cadeia alimentar do solo, influenciando direta e indiretamente a produtividade dos ecossistemas (BARRETA et al., 2011). Desse modo, sabendo da importância desses elementos para a manutenção e equilíbrio dos ecossistemas, com o avanço da substituição e a retirada da vegetação nativa, tem provocado sérios danos à diversidade, o que a longo prazo contribui com a fragilidade ecológica, que de forma indireta pode favorecer o estabelecimento de espécies exóticas invasoras (SOUZA et al. 2017b). A introdução de espécies invasoras pode gerar sérios riscos à diversidade ecológica, alterando o equilíbrio das espécies da fauna e flora nativa. Dentre esses efeitos podem ocorrer redução na diversidade florística, comprometimento do banco

de sementes, do regime hídrico e alteração nos atributos físicos, químicos e biológicos do solo (RICHARDSON, 2011).

Na região semiárida do Brasil, a espécie exótica invasora *Cryptostegia madagascariensis* Bojer Ex Decne., tem sido fonte de sérios impactos econômicos e ecológicos para alguns estados, em destaque o Ceará (ANDRADE, 2013). Os efeitos da invasão pela *C. madagascariensis* na Caatinga já podem ser vistos através da redução na diversidade da flora nativa (SOUSA et al., 2017), alteração no banco de sementes do solo e na regeneração natural (SOUSA et al., 2016), e mais recentemente têm-se voltado a atenção para os riscos no ecossistema solo, a exemplo de estudos que indicaram a redução da diversidade na comunidade de fungos micorrízicos arbusculares e mudanças nos atributos físico-químicos do solo (SOUZA et al., 2016).

Diante disso, o conhecimento sobre os efeitos da invasão biológica nos atributos do solo em área de Caatinga ainda são lacunas a serem preenchidas. Partindo desse pressuposto, faz-se necessário estudos que busquem identificar os danos que podem decorrer com a introdução de espécies exóticas invasoras em áreas de Caatinga para preservação desse ecossistema, sobretudo quanto à presença da invasora *C. madagascariensis*.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Semiárido Brasileiro

A atualização na extensão territorial do semiárido brasileiro contabilizadas pelo Instituto Nacional do Semiárido (INSA), abrangem uma área de 1.127.953 Km², distribuídos entre os estados de Alagoas, Bahia, Ceará, Maranhão, Minas Gerais, Paraíba, Pernambuco, Piauí, Rio Grande do Norte e Sergipe (INSA, 2017). Essa nova delimitação do semiárido brasileiro foi aprovada pelas Resoluções do Conselho Deliberativo de nº 107, de 27/07/2017 e de nº 115, de 23/11/2017 e que atendem como critérios fatores como uma precipitação pluviométrica média anual igual ou inferior a 800 mm, índice de Aridez (Thorntwaite) igual ou inferior a 0,50 e um déficit hídrico igual ou superior a 60%, levando em consideração todos os dias do ano (SUDENE, 2017).

O semiárido brasileiro caracteriza-se por suas condições climáticas, destacando-se pela irregularidade dos índices pluviométricos, altas temperaturas e radiação solar, condicionando aumento na evaporação e redução da umidade do solo, o que resulta em déficits hídricos ao longo do ano, no entanto, podem ocorrer eventos extremos de chuva ao longo do ano (MUTTI et al., 2019).

Esta característica sazonal do clima regula as variações da precipitação, podendo ocorrer índices entre 250 mm/ano a 1.200 mm/ano, enquanto a média histórica de precipitação situa-se entre os 700 mm/ano. A irregularidade no regime pluviométrico, além de concentrar-se em poucos meses do ano são mal distribuídos, bem como sofrem variação ao longo do tempo e espaço, o que promove fitofisionomias diversas (BRAGA, 2016).

Quanto aos solos da região semiárida, são formados por rochas de embasamento cristalino, comumente pedregosos, geralmente rasos e com problemas na retenção de água, sendo comum a concentração elevada de teores salinos, principalmente em áreas com drenagem deficiente (ALVES et al., 2009). Contudo, o semiárido brasileiro é um ambiente heterogêneo, formado por uma gama diversa de feições geoambientais, que incluem variações de relevo, solos e regime pluviométrico, que condiciona a formação vegetal predominante, a Caatinga (BRAGA, 2016). As classes de solo e unidades geoambientais encontradas são diversas, destacando-se os Argissolos (15%), Cambissolos (4%), Latossolos (21%), Luvisolos (13%),

Neossolos (21%) e Planossolos (4%) (JACOMINE et al., 1977; ARAÚJO FILHO et al., 2000).

2.2 Bioma Caatinga

A nova delimitação fitogeográfica do Bioma Caatinga coincide com a extensão territorial do semiárido nordestino, que percorre uma área com cerca de 921.000 km² (FERNANES; QUEIROZ, 2018), e expressa reflexos de suas características edafoclimáticas em uma composição florística heterogênea (MORO et al., 2016). Estudos comprovam a elevada diversidade florística e fitossociológica da Caatinga, sendo reconhecidas cerca de 5.000 espécies, e grande número destas consideradas endêmicas, em torno de 380 espécies (SIQUEIRA FILHO, 2012).

A composição florística da Caatinga é resultante das distintas feições ambientais e condições edáficas (BRAGA, 2016), constituída por espécies endêmicas, de fisionomia xerófila, lenhosas, espinhosas, decíduas e semidecíduais, predominantemente com árvores e arbustos morfologicamente adaptados para suportar o estresse hídrico (MENDES et al., 2017).

Além desses aspectos, a vegetação é fisiologicamente adaptada às condições de aridez, sendo grande parte caducifólia, que liberam suas folhas durante o período de estiagem para manter suas atividades fisiológicas, outras apresentam espinhos como forma de adaptação às condições do clima. Ao mesmo tempo, encontra-se espécies com folhas suculentas, outro mecanismo de armazenamento de água que compete estratégia para enfrentar o período seco (BRAGA, 2016). Assim, a deciduidade é a característica mais acentuada da maior parte dos indivíduos típicos da Caatinga (FERNANDES; QUEIROZ, 2018).

Apesar de sua importância ambiental, a Caatinga é um dos biomas menos explorado cientificamente, e poucos são os projetos que visam a preservação dos seus recursos naturais e das Unidades de Conservação (SIQUEIRA FILHO, 2012). Além disso, a utilização dos seus recursos naturais como a retirada da cobertura vegetal sem estratégias de manejo, contribui fortemente para reduzir a diversidade das espécies nativas, que a longo prazo resulta na fragilização do bioma (SOUZA et al., 2015).

Outro fator que acelera a fragilidade desse bioma é a introdução de espécies exóticas sem conhecimento de seus riscos à diversidade local (FABRICANTE, 2013).

Contudo, as ações antrópicas e a exploração dos recursos naturais na Caatinga ocasionaram elevados índices de degradação desse bioma, que vem causando o comprometimento e a manutenção desse ecossistema (FARIAS et al., 2019).

2.3 Produção de Serrapilheira na Caatinga

Em regiões semiáridas, é no período de escassez hídrica que ocorre maior deposição de biomassa vegetal na superfície do solo (MOURA et al., 2016). Em função das condições climáticas ao qual a Caatinga é imposta, a queda parcial ou total das folhas protege o solo até que reinicie o período de chuvas (HENRIQUES et al., 2016). Assim, a deposição desse material vegetal forma uma camada superficial, capaz de desempenhar múltiplas funções, desde manutenção da umidade, recarga de nutrientes e fonte de alimento para a biota edáfica (AMORIM et al., 2014).

Não apenas as folhas fazem parte desse material (serrapilheira) como também galhos, flores, cascas, material reprodutivo e restos de animais (NASCIMENTO et al., 2015). A serrapilheira além de realizar tais funções, também contribui com a dinâmica na ciclagem de nutrientes, promovendo melhorias nos atributos físicos e químicos do solo (HOLANDA et al., 2017). Portanto, a quantidade e a qualidade da serrapilheira que é depositada no solo também estão relacionadas com as condições ambientais e o tipo de vegetação, e em região semiárida o clima responde como o fator de maior limitação na produção de serrapilheira (BRASIL et al., 2017).

Diversos estudos conduzidos em vegetação de Caatinga, comprovam o efeito da sazonalidade na deposição da serrapilheira (SALGADO et al., 2015; HENRIQUES et al., 2016; FERREIRA et al., 2018). Assim, o volume de serrapilheira é regulado pela quantidade depositada na superfície do solo e por sua taxa de decomposição (COSTA PRIMO et al., 2012), que por sua vez implica na velocidade em que esses nutrientes retornarão para o solo promovendo uma ciclagem mais eficiente (WARD et al., 2015). Desse modo, conhecer as taxas de deposição, de acúmulo e de decomposição da serrapilheira a médio e longo prazo é de grande importância para manutenção da floresta, permitindo assim definir estratégias de manejo sustentável para o ecossistema, especialmente para a Caatinga (FERREIRA et al., 2018).

Portanto, a remoção da serrapilheira pode causar alterações nas propriedades físico-químicas do solo (UMA et al., 2014), e em efeito cascata

compromete a infiltração de água, os níveis de temperatura e de radiação ao longo do perfil do solo (CARNEIRO et al., 2014), bem como a microbiota, que por conseguinte compromete a ciclagem dos nutrientes (MAIA et al., 2015).

Desse modo, a retirada da cobertura vegetal compromete a fertilidade do solo além de aumentar os riscos de erosão, visto que a presença da vegetação é a fonte direta para reciclagem dos nutrientes e manutenção da umidade do sistema (TRAVASSOS; SOUZA, 2011). É importante ressaltar que os solos da região semiárida estão sob condições edafoclimáticas semelhantes, o que de forma direta influencia nos teores de alguns nutrientes, como o carbono orgânico total, fósforo e nas frações granulométricas. Partindo desse pressuposto, é importante conhecer os parâmetros de fertilidade das principais classes de solo do semiárido, visando compreender a dinâmica dos nutrientes no solo (GIONGO et al., 2011). E dentre as principais classes de solo presentes no semiárido pode-se mencionar os parâmetros de fertilidade (JACOMINE et al., 1973):

- **Argissolos:** solos de baixa fertilidade natural, o pH ácido variando de 4,0 a 5,0. A soma de bases (SB) pode variar de 0,5 a 8,9 $\text{cmol}_c\text{kg}^{-1}$, valores para solos eutróficos, a capacidade de troca de cátions (CTC) pode variar de 4,5 a 13,4 $\text{cmol}_c\text{kg}^{-1}$. Os teores de carbono orgânico (CO) e fósforo (P) assimilável variam entre 7,0 a 22 g kg^{-1} e 1,0 mg kg^{-1} , respectivamente.
- **Cambissolos:** o pH pode variar de moderadamente ácido (5,0) a neutro (7,5). Os valores para a SB são baixos, podem variar de 2,4 a 7,6 $\text{cmol}_c\text{kg}^{-1}$ e altos para a CTC podendo apresentar médias de 4,6 a 11,6 $\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$. Os teores de CO e P são baixos, com valores entre 4,4 a 12,3 g kg^{-1} e 2,0 mg kg^{-1} .
- **Latossolos:** o pH varia de acidez moderada à forte (4,0 a 5,5), os teores de alumínio (Al) podem variar entre 0,1 $\text{cmol}_c\text{kg}^{-1}$ e 1,5 $\text{cmol}_c\text{kg}^{-1}$, distróficos ($V < 50\%$). A SB pode variar entre 0,3 a 3,0 $\text{cmol}_c\text{kg}^{-1}$ e CTC entre 3,0 a 12,0 $\text{cmol}_c\text{kg}^{-1}$, considerados relativamente baixos. Os teores de P podem variar de 1,0 mg kg^{-1} a 4,0 mg kg^{-1} .
- **Luvissolos:** o pH pode variar de moderadamente ácidos a neutros (5,8 e 7,0), sendo possível chegar a 8,0 em maiores profundidades. A SB normalmente é alta, variando de 8,0 $\text{cmol}_c\text{kg}^{-1}$ a 27,0 $\text{cmol}_c\text{kg}^{-1}$. A CTC pode alcançar valores entre 7,6 $\text{cmol}_c\text{kg}^{-1}$ a 36,0 $\text{cmol}_c\text{kg}^{-1}$. Os teores de CO podem variar de 6,0 g kg^{-1} a 10,0 g kg^{-1} e o P normalmente é baixo, com valores entre 4,0 a 10,0 mg kg^{-1} , porém em Luvissolos de caráter planossólico e vértico, o P pode alcançar médias de 45 mg kg^{-1} .

➤ **Neossolos:** esta classe é dividida em Neossolos Flúvicos, Litólicos, Regolíticos e Quartzarênicos.

- Neossolos Flúvicos: o pH pode variar de moderadamente ácido a alcalino (5,0 a 7,0), a SB e a CTC decrescem em profundidade, podendo obter de 0,5 a 26 $\text{cmol}_c\text{kg}^{-1}$ e 3,1 a 6,0 $\text{cmol}_c\text{kg}^{-1}$, respectivamente. Os teores de CO reduzem em profundidade podendo obter médias de 1 a 17 gkg^{-1} , e os teores de P são considerados baixos, com médias de 0,3 a 3,1 mgkg^{-1} .
- Neossolos Litólicos: o pH pode ser levemente ácido a neutro entre 5,0 e 6,5, a SB varia de média a alta entre 4,0 a 8,5 $\text{cmol}_c\text{kg}^{-1}$. A CTC é considerada baixa com médias entre 5,0 a 13,0 $\text{cmol}_c\text{kg}^{-1}$. Os teores de CO variam em profundidade podendo apresentar médias entre 5,0 a 20,0 g kg^{-1} e os teores de P podem variar de baixo a alto, com valores entre 3,0 a 30,0 g kg^{-1} .
- Neossolos Quartzarênicos: de baixa fertilidade natural, o pH pode ser entre muito ácido a ácido, de 4,5 a 5,5. A SB é baixa com médias entre 0,3 a 2,1 $\text{cmol}_c\text{kg}^{-1}$ e a CTC varia de 0,8 a 3,9 $\text{cmol}_c\text{kg}^{-1}$. Os teores de CO são considerados muito baixos, com médias de 0,7 a 4,0 g kg^{-1} .
- Neossolo Regolítico: moderadamente ácidos, com pH variando entre 5,0 e 6,5 em superfície e fortemente ácido entre 4,3 a 5,3 em maiores profundidades. A SB pode variar de 0,2 a 2,2 $\text{cmol}_c\text{kg}^{-1}$ e a CTC de 1,3 a 5,7 $\text{cmol}_c\text{kg}^{-1}$. Os teores de CO e P são extremamente baixos, reduzindo em profundidade, com médias entre 0,8 a 6,5 g kg^{-1} e 1,0 a 4,0 g kg^{-1} , respectivamente.

➤ **Planossolos:** o pH apresenta reação moderadamente ácida a levemente neutra (5,5 a 7,5), a SB pode variar em profundidade chegando a valores médios de 2,0 a 28,0 $\text{cmol}_c\text{kg}^{-1}$. A CTC normalmente elevada, variando nos horizontes entre 4,0 a 30 $\text{cmol}_c\text{kg}^{-1}$. Apresentam baixos teores de CO, com médias entre 1,5 a 8,0 g kg^{-1} , decrescendo em profundidade, enquanto os teores de P variam de baixo a alto, com médias de 1,0 a 8,0 mg kg^{-1} , podendo apresentar em alguns perfis valores de 120 mg dm^{-3} .

2.4 Fauna Edáfica

A biota edáfica contribui com o equilíbrio e manutenção do solo desempenhando múltiplas funções nos processos ecológicos entre as interações planta-solo (BATISTA et al., 2014). Esses organismos atuam diretamente nas

propriedades físicas do solo através da bioturbação, formando canais e poros no solo, promovendo a agregação das partículas (BEDANO et al., 2016), nas propriedades químicas pelo fluxo de energia através da decomposição, ciclagem e mineralização dos nutrientes (NEHER; WEICHT; BARBERCHECK, 2012), e nas propriedades biológicas através do controle de patógenos (PARRON et al., 2015).

Diante da contribuição e importância que estes organismos desempenham, alterações nas propriedades do solo, no conteúdo de matéria orgânica e na qualidade dos resíduos orgânicos podem afetar as relações funcionais, a abundância e a diversidade dessa biota edáfica (MENTA; REMELLI, 2020), conseqüentemente, a vegetação, a decomposição e ciclagem de nutrientes tornam-se comprometidos (WAGG et al. 2014). Além de serem uma ferramenta importante no funcionamento e monitoramento do solo (ROY et al., 2018), diversos estudos destacam a importância e contribuição da biota edáfica nos processos ecológicos (PEAY et al., 2016; ALMEIDA et al., 2017; SANTOS et al., 2018; FERREIRA et al., 2019; PESSOTO et al., 2020).

Sendo assim, para facilitar a compreensão de suas funções no solo, alguns pesquisadores reúnem a biota edáfica em grupos conforme sua morfologia, fisiologia e propriedades (SILVA et al., 2012). Contudo, a classificação mais utilizada por pesquisadores é a proposta por Swift et al., (1979) em que os grupos são ordenados conforme seu hábito alimentar, mobilidade e o tamanho corporal.

Esta classificação quanto ao tamanho corporal separa a biota edáfica em microfauna (<0,2 mm), mesofauna (>0,2 e <2,0 mm) e macrofauna (>2,0 mm) (MORAIS et al., 2013). Outra classificação que reúne esses organismos são os grupos-funcionais, relacionando-os de acordo com a função específica no ecossistema (BROWN et al., 2001), dentre esses tem-se:

- i. Engenheiros de ecossistema: atuam na construção de bioporos e túneis contribuindo com as propriedades físicas do solo
- ii. Transformadores de serrapilheira: fragmentam os resíduos vegetais contribuindo para a atividade dos microrganismos decompositores
- iii. Decompositores: degradam o tecido vegetal (celulose) através de enzimas
- iv. Herbívoros: alimentam-se de tecido vegetal vivo
- v. Predadores: alimentam-se de organismos vivos
- vi. Microsymbiontes e microrreguladores: regulam a ciclagem e liberação dos nutrientes.

Contudo, vários fatores podem interferir diretamente na composição, na abundância e na diversidade desses organismos (MACHADO et al., 2015), e conseqüentemente, no desempenho dos serviços ecossistêmicos executados por esses invertebrados (BATISTA et al., 2014). Diversos estudos em área de Caatinga demonstram alguns grupos ou ordens da macrofauna que apresentam maior frequência de ocorrência como Acari, Araneae, Blattodea, Coleoptera, Hymenoptera, Isoptera, Larva de Diptera, Orthoptera, Pseudoscorpiones, Scorpiones, Thysanura (SANTOS et al., 2016; ARAÚJO et al., 2018; SANTOS; ARAÚJO; SILVA, 2018; BORGES et al., 2019).

2.5 Invasão Biológica na Caatinga

O processo de invasão biológica provoca alterações nas estruturas e nas funções dos ecossistemas receptores (RICCIARDI et al., 2017), o que a longo prazo pode comprometer a diversidade nativa (SCHIRMEL et al. 2016), o ciclo hidrológico, o regime de fogo e a ciclagem de nutrientes (Le MAITRE et al., 2015). Algumas espécies invasoras podem obter êxito ao se estabelecer no novo ambiente por meio de três vias: (i) formando aglomerados monoespecíficos causando redução na diversidade; (ii) interferindo negativamente no crescimento das espécies nativas através dos exsudados produzidos pelas raízes das espécies invasoras comprometendo as inter-relações fauna-flora e; (iii) provocando alterações nos atributos químicos do solo, em particular os teores de carbono no solo (SOUZA et al., 2017b).

Contudo, para considerar o sucesso no estabelecimento de espécies invasoras, estas precisam romper alguns estágios, como a introdução no novo habitat, estabilização, colonização, reprodução, dispersão e dominância. Ainda assim, precisa vencer a resistência aos fatores abióticos e bióticos oferecidos pelo novo ecossistema (LORENZO; GONZÁLEZ, 2010). Outros fatores que respondem pelo sucesso da invasão biológica é o baixo gasto energético e a otimização na produção fotossintética, na fixação de carbono e luminosidade, quando comparado às espécies nativas. Além disso, as invasoras não sofrem os efeitos da predação e da herbivoria local, sendo assim direcionam seu gasto de energia aperfeiçoando sua competição pelos recursos naturais (ROBAKOWSKI; BIELINIS; SENDALL, 2018).

Os relatos iniciais dos efeitos da invasão biológica na biota do solo foram mencionados por Reinhart et al. (2003). Estudos comprovam que espécies exóticas invasoras beneficiam-se de solos desenvolvidos com determinadas espécies nativas, e como resultado futuro, a biota desloca-se para locais sem a influência das invasoras (SOUZA et al., 2016). Na ecologia de invasão tem-se a hipótese que espécies de plantas exóticas podem apresentar desempenho positivo ou negativo, isso depende da diferença na presença ou abundância da biota edáfica conforme sua resposta (DAWSON; SCHRAMA, 2016).

Os danos causados por essas espécies exóticas vêm sendo comprovadas em diversos estudos, como *Prosopis juliflora* (Sw) DC. (PEGADO et al. 2006; ANDRADE; FABRICANTE; ALVES, 2008; ANDRADE; FABRICANTE; OLIVEIRA, 2010, GONÇALVEZ et al. 2015; FABRICANTE et al. 2015), *Calotropis procera* (Aiton) W.T. Aiton (FABRICANTE; OLIVEIRA; SIQUEIRA FILHO, 2013), *Parkinsonia aculeata* L., (FABRICANTE; FEITOSA, 2010; FABRICANTE; ANDRADE, 2014), *Nicotiana glauca* Graham. (FABRICANTE et al. 2015), *Sporobolus indicus* L. (ANDRADE, 2006), e mais recentemente *Cryptostegia madagascariensis* (ANDRADE, 2013; SOUSA et al., 2016; SOUZA et al., 2016; 2017a; 2017b; LUCENA et al., 2018).

2.6 *Cryptostegia madagascariensis* Bojer ex Decne

Pertencente à família Apocynaceae, a espécie *Cryptostegia madagascariensis* é nativa do continente Africano, da Ilha de Madagascar, sendo esse gênero popular em diversas partes dos trópicos, contudo, em alguns países já foi considerada uma espécie naturalizada (KLACKENBERG, 2001). No Brasil, é conhecida popularmente como viúva negra, unha-do-cão, trepadeira (ANDRADE, 2013). Essa espécie é considerada como invasora em diversos países, como no leste da África, no sudoeste da Ásia, Egito, Estados Unidos da América, França, Ilhas Maurício, Ilhas Fiji, na Índia, México e Marrocos (ANDRADE, 2013).

Dentre as características morfológicas, *C. madagascariensis* apresenta folhas simples, coriáceas, ramos cilíndricos de coloração marrom, presença de lenticelas no tronco, flores grandes (5 a 8 cm de diâmetro) e de coloração violeta com tonalidade mais escura no interior da corola (fig.1). Os frutos são do tipo folículos em pares (5 a 8 cm de comprimento), e coloração marrom quando maduros, sementes avermelhadas, dotadas de fios sedosos e sua floração ocorre de maio a julho

(KLACKENBERRG, 2001). De hábito lenhoso e perene, seus ramos entrelaçam-se parcialmente ou totalmente no tronco e na copa dos indivíduos hospedeiros (ANDRADE, 2013). Essa característica de porte trepador, associado com sua elevada produção de ramos e biomassa pela *C. madagascariensis*, sufoca os indivíduos pela ausência de luz ocasionando a morte da planta hospedeira (SOUSA et al., 2016).

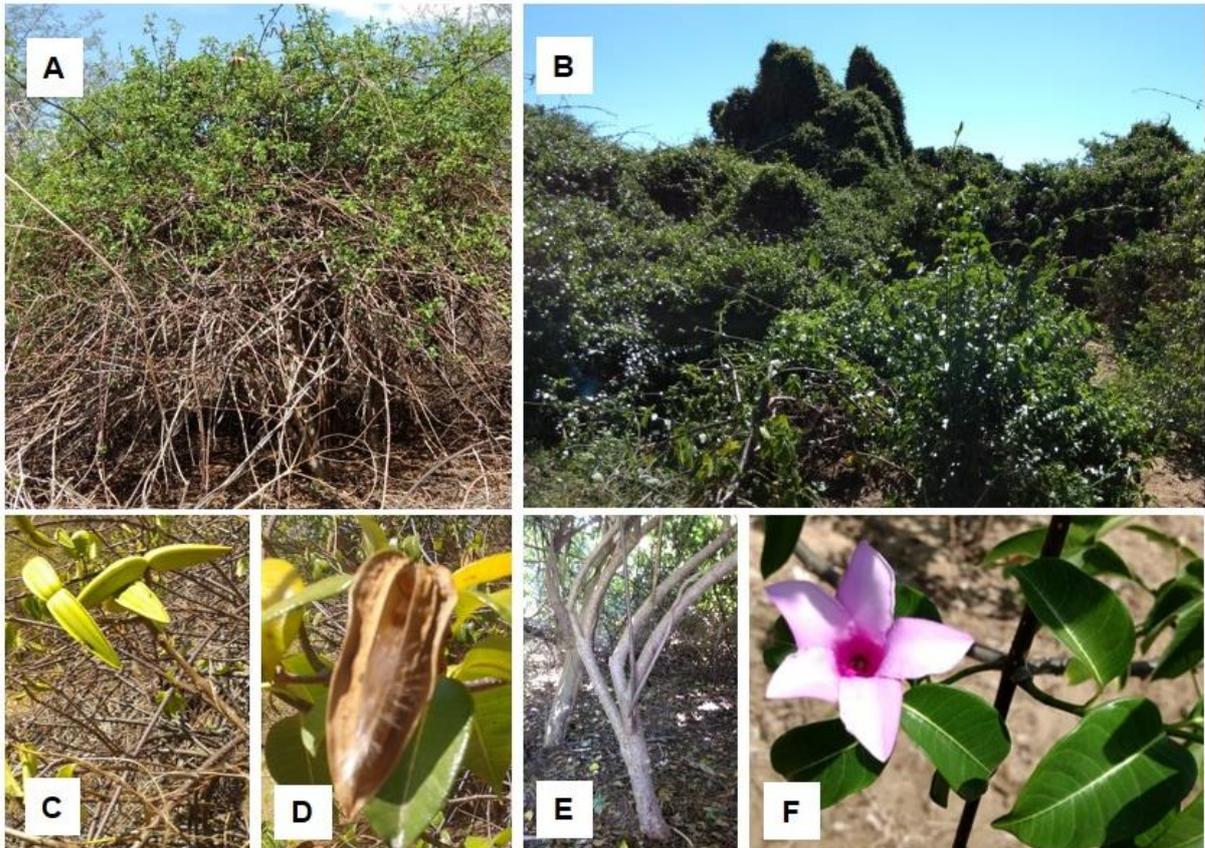


Fig. 1. Comunidade da espécie invasora *Cryptostegia madagascariensis* estabelecida em área de Caatinga hiperxerófila aberta no município de Pombal-PB, em (A) no período seco e (B) no chuvoso. Detalhes das partes reprodutivas da planta invasora, em (C) fruto verde e (D) fruto seco deiscente, tronco (E) e flor e folha (F). Fonte: Lucena (2021)

Conforme Muller-Landau e Visser (2019), espécies exóticas de porte trepador compõem o grupo de espécies invasoras consideradas mais agressivas, isto pois, por escalar o hospedeiro conseguem vantagem ao explorar locais com maior luminosidade e disponibilidade hídrica, a exemplo de áreas abertas, bordas de ecossistemas e matas ciliares. Por apresentar crescimento rápido e fácil propagação, *C. madagascariensis* quando introduzida em um novo ambiente é capaz de reproduzir-se durante todo o ano, além do poder germinativo de suas sementes serem elevadas e não apresentarem dormência (ANDRADE, 2013).

No Brasil, poucos são os relatos que confirmem a introdução da *C. madagascariensis*, porém sabe-se que foram para fins de ornamentação, tendo em vista a pouca exigência em seu manejo (ANDRADE, 2013). Sua facilidade de adaptação lhe permite ocupar os mais diversos ambientes, desde áreas litorâneas, serranas como também depressão sertaneja (BRITO et al., 2015). Contudo, é importante ressaltar que inicialmente ao ser introduzida em áreas abertas desenvolve-se com porte arbustivo, porém quando cresce próximo de espécies nativas comporta-se como uma trepadeira, recobrando totalmente a planta (SILVA et al., 2008). Na região Nordeste do Brasil, a ocorrência desta espécie tem sido notificada em alguns estados, como no Ceará, Maranhão, Pernambuco (ANDRADE, 2013) e mais recentemente na Paraíba (LUCENA et al., 2018).

No estado do Ceará, *C. madagascariensis* tem causado graves problemas ecológicos e econômicos em áreas de ocorrência da espécie nativa carnaúba, *Copernicia prunifera* [(Miller) H. E. Moore], uma palmeira de elevado valor econômico para a região, e sua presença marcante tem provocado a morte dos indivíduos (SOUZA et al., 2016). Dentre os efeitos negativos já comprovados pela invasão desta espécie na flora nativa, alguns trabalhos relatam a alteração no banco de sementes do solo (SOUSA et al., 2017) e redução na diversidade e na regeneração natural das espécies de Caatinga (SOUSA et al., 2016). Quanto aos efeitos negativos nos atributos químicos do solo, *C. madagascariensis* alterou o teor de umidade do solo e reduziu o grau de floculação em diferentes classes de solo (RODRIGUES, 2016). E nos atributos biológicos do solo, *C. madagascariensis* provocou redução na diversidade, na dominância e na abundância de fungos micorrízicos arbusculares em diferentes classes de solo (SOUZA et al., 2017b; LUCENA et al., 2018).

Algumas espécies invasoras, no estágio inicial da invasão podem aumentar a produção de biomassa e a deposição de serrapilheira elevando assim a disponibilidade de nutrientes no solo, favorecendo seu desenvolvimento. No entanto, em estágios mais avançados da invasão podem esgotar os nutrientes no solo bem como afetar o conteúdo de água o solo, isto pois ocorre competição por nutrientes tanto das espécies nativas quanto da invasora (MEHRABI; TUCK, 2015). Em relação aos efeitos de espécies exóticas nos atributos biológicos do solo, Dawson e Schrama (2016), afirmam que algumas espécies invasoras selecionam grupos da microbiota do solo, dessa forma conseguem favorecer o processo de invasão promovendo seu estabelecimento no novo ambiente.

REFERÊNCIAS

ALMEIDA, H.S.; SILVA, R.F.; GROLI, A.L.; SCHEID, D.L. **Ocorrência e diversidade da fauna edáfica sob diferentes sistemas de uso do solo**. Revista Brasileira de Tecnologia Agropecuária, v.1, n.1, p.15-23, 2017. Disponível em: <<http://www.revistas.fw.uri.br/index.php/rbdta/article/view/2162>>. Acesso em: 20 mar. 2023

ALVES, J.J.A.; ARAÚJO, M.A.; NASCIMENTO, S.S. Degradação da Caatinga: uma investigação ecogeográfica. **Revista Caatinga**, v.22, p.126-135, 2009. Disponível em: <<https://periodicos.ufersa.edu.br/caatinga/article/view/560/645>>. Acesso em: 20 mar. 2023

AMORIM, L.B.; SALCEDO, I.H.; PAREYN, F.G.C.; ALVAREZ, I.A. Assessment of nutrients returns in a tropical dry forest after clear-cut without burning. **Nutr Cycl Agroecosystem**, v.100, n.3, p.333-343, 2014. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s10705-014-9646-5>>. Acesso em: 20 mar. 2023

ANDRADE, L.A. Espécies exóticas invasoras no nordeste do Brasil: impactos nos ecossistemas locais. In: MARIATH, J.E.A.; SANTOS, R.P. (Orgs). **Os avanços da botânica no início do século XXI: Morfologia, Fisiologia, Taxonomia, Ecologia e Genética**. Porto Alegre: Sociedade Botânica do Brasil, pp.524-528, 2006.

ANDRADE, L.A.; FABRICANTE, J.R.; ALVES, A.S. Algaroba (*Prosopis juliflora* (Sw) DC.: impactos sobre a fitodiversidade e estratégias de colonização em área invadida na Paraíba. **Natureza e Conservação**, v.6, n.02, p.61-67, 2008. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/S0102-33062009000400004>>. Acesso em: 10 mar. 2023

ANDRADE, L.A.; FABRICANTE, J.R.; OLIVEIRA, F.X. Impactos da invasão de *Prosopis juliflora* (sw.) DC. (Fabaceae) sobre o estrato arbustivo-arbóreo em áreas de Caatinga no Estado da Paraíba, Brasil. **Acta Scientiarum**, v.32, n.3, p.249-255, 2010. Disponível em: <<https://doi.org/10.4025/actasciobiolsci.v32i3.4535>>. Acesso em: 10 mar. 2023

ANDRADE, L.A. **Plantas invasoras: Espécies Vegetais Exóticas Invasoras da Caatinga e Ecossistemas Associados**. Areia, Paraíba, 2013.

ARAÚJO FILHO, J. C.; BURGOS, N.; LOPES, O. F.; SILVA, F. H. B. B.; MEDEIROS, L. A. R.; MÉLO FILHO, H. F. R.; PARAHYBA, R. B. V.; CAVALCANTI, A. C.; OLIVEIRA NETO, M. B.; SILVA, F. B. R.; LEITE, A. P.;

SANTOS, J. C. P.; SOUSA NETO, N. C.; SILVA, A. B.; LUZ, L. R. Q. P.; LIMA, P. C.; REIS, R. M. G.; BARROS, A. H. C. **Levantamento de reconhecimento de baixa e média intensidade dos solos do estado de Pernambuco**. Recife: Embrapa Solos, 2000. 252 p. Disponível em: <[https:// www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/337631/levantamento-de-reconhecimento-de-baixa-e-media-intensidade-dos-solos-do-estado-de-pernambuco](https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/337631/levantamento-de-reconhecimento-de-baixa-e-media-intensidade-dos-solos-do-estado-de-pernambuco)>. Acesso em: 20 mar. 2023

ARAÚJO, E.C.G.; SILVAA, T.C.; LIMA, T.V.; SANTOS, N.A.T.; BORGES, C.H.A. Macrofauna como bioindicadora de qualidade do solo para agricultura convencional e agroflorestal. **ACSA**, v.14, n.2, p.108-116, 2018. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.30969/acsa.v14i2.975>>. Acesso em: 20 mar. 2023

BARRETA, D.; SANTOS, J.C.P.; SEGAT, J.C.; GEREMIA, E.V.; OLIVEIRA FILHO, L.C.L.; ALVES, M.V. Fauna edáfica e qualidade do solo. **Tópicos Ciência do Solo**, v.7, p.119-170, 2011. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/267333227_FAUNA_EDAFICA_E_QUALIDADE_DO_SOLO>. Acesso em: 12 fev. 2023

BATISTA, I.; CORREIA, M.E.F.; PEREIRA, M.G.; BIELUCZY, W.; SCHIAVO, J.A.; ROUWS, J.R.C. Frações oxidáveis do carbono orgânico total e macrofauna edáfica em Sistema de integração lavoura-pecuária. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, n. 3, p. 797-809, 2014. Disponível em: <[https:// doi.org/10.1590/S0100-06832014000300011](https://doi.org/10.1590/S0100-06832014000300011)>. Acesso em: 12 fev. 2023

BEDANO, J. C.; DOMINGUÉZ, A.; AROLFO, R.; WALL, L.G. Effect of Good Agricultural Practices under no-till on litter and soil invertebrates in areas with different soil types. **Soil & Tillage Research**, v.158, n.1, p.100-109, 2016. Disponível em: <[https:// doi.org/10.1016/j.still.2015.12.005](https://doi.org/10.1016/j.still.2015.12.005)>. Acesso em: 11 mar. 2023

BORGES, C.H.A.; SOUTO, J.S.; SILVA, A.C.F.; ALENCAR, L.S.; LIMEIRA, M.Q.R.; SANTOS, A.C.; SOUTO, L.S.; SOUTO, P.C. Edaphic Arthropods in Fragment of Riparian Forest in the Semi-Arid of Paraíba. **Journal of Agricultural Science**; v.11, n.2, 2019. Disponível em: <[https:// doi.org/10.5539/jas.v11n2p236](https://doi.org/10.5539/jas.v11n2p236)>. Acesso em: 11 mar. 2023

BRAGA, R.A.P. **As águas invisíveis nos rios intermitentes**. In: BRAGA, R.A.P. *Águas de areias*. 1. ed. Recife: Clã, 2016. 336 p.

BRASIL, J.B.; ANDRADE, E.M.; AQUINO, D.N.; PEREIRA JÚNIOR, L.R. Sazonalidade na produção de serrapilheira em dois manejos no semiárido tropical. **Journal of Environmental Analysis and Progress**, v.2, n.3, p.167-176, 2017. Disponível em: <[https:// doi.org/10.24221/jeap.2.3.2017.1335.167-176](https://doi.org/10.24221/jeap.2.3.2017.1335.167-176)>. Acesso em: 11 mar. 2023

BRITO, S.F.; PINHEIRO, C.L.; NOGUEIRA, F.C.B.; MEDEIROS FILHO, S.; MATOS, D.S. Influence of light on the initial growth of invasive *Cryptostegia madagascariensis* Bojer in the Brazilian semiarid region. **Maringá**, v.37, n.03, p.385-392, 2015.

Disponível em: <[https:// doi.org/10.4025/actasciobiolsci.v37i3.28179](https://doi.org/10.4025/actasciobiolsci.v37i3.28179)>. Acesso em: 11 mar. 2023

BROWN, G.G.; PASINI, A.; BENITO, N.P.; AQUINO, A.M.; CORREIA, M.E.F. Diversity and functional role of soil macrofauna communities in Brazilian no-tillage agroecosystems: A preliminary analysis. In: International Symposium on Managing Biodiversity in Agricultural Ecosystems. Montreal, p.8-10, 2001. Disponível em:

<<https://>

www.researchgate.net/publication/236685983_DIVERSITY_AND_FUNCTIONAL_ROLE_OF_SOIL_MACROFAUNA_COMMUNITIES_IN_BRAZILIAN_NO-TILLAGE_AGROECOSYSTEMS_A_PRELIMINARY_ANALYSIS>. Acesso em: 11

mar. 2023

CARNEIRO, R.G.; MOURA, M.A.L.; SILVA, V.P.R.; SILVA JUNIOR, R.S.; ANDRADE, A.M.D.; SANTOS, A.B. Variabilidade da temperatura do solo em função da liteira em fragmento remanescente de mata atlântica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.18, n.1, p.99-108, 2014. Disponível em:

<[https:// doi.org/10.1590/S1415-43662014000100013](https://doi.org/10.1590/S1415-43662014000100013)>. Acesso em: 20 mar. 2023

COSTA PRIMO, D.; MENEZES, R.S.C.; SILVA, T.O.; GARRIDO, M.S.; CABRAL, P.K.T. Contribuição da adubação orgânica na absorção de nutrientes e na produtividade de milho no semiárido paraibano. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v.7, n.1, p.81-88, 2012. Disponível em: <[https:// doi.org/10.5039/agraria.v7i1a1519](https://doi.org/10.5039/agraria.v7i1a1519)>. Acesso em: 20 mar. 2023

DAWSON, W.; SCHRAMA, M. Identifying the role of soil microbes in plant invasions.

Journal of Ecology, v.104, n.5, p.1211-1218, 2016. Disponível em: <[https:// doi.org/10.1111/1365-2745.12619](https://doi.org/10.1111/1365-2745.12619)>. Acesso em: 20 mar. 2023

<[https:// doi.org/10.1111/1365-2745.12619](https://doi.org/10.1111/1365-2745.12619)>. Acesso em: 20 mar. 2023

FABRICANTE, J.R.; FEITOSA, S.S. *Parkinsonia aculeata* L. **Agropecuária Científica no Semiárido**, v.6, n.2, p.1-13, 2010. Disponível em: <[https://](https://www.researchgate.net/publication/256095739_Parkinsonia_aculeata_L)

www.researchgate.net/publication/256095739_Parkinsonia_aculeata_L>. Acesso em: 11 mar. 2023

FABRICANTE, J.R. **Plantas exóticas invasoras da Caatinga**. Florianópolis, SC: Bokess, 2013. 51p.

FABRICANTE, J.R.; OLIVEIRA, M.N.A.; SIQUEIRA FILHO, J.A. Aspectos da ecologia de *Calotropis procera* (Apocynaceae) em uma área de Caatinga alterada pelas obras do Projeto de Integração do Rio São Francisco em Mauriti, CE. **Rodriguésia**, v.64, n.3, p.647-654, 2013. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/S2175-78602013000300015>>. Acesso em: 11 mar. 2023

FABRICANTE, J.R.; ANDRADE, L.A. Estrutura e dinâmica de populações infestantes de *Parkinsonia aculeata* L. (Fabaceae) em áreas de Caatinga, Brasil. **Gaia Scientia**, v.8, n.08, p.326-337, 2014. Disponível em: <<http://periodicos.ufpb.br/ojs2/index.php/gaia/index>>. Acesso em: 11 mar. 2023

FABRICANTE, J.R.; CASTRO, R.A.; ARAÚJO, K.C.T.; SIQUEIRA FILHO, J.A. Atributos ecológicos da bioinvasora *Nicotiana glauca* Graham (Solanaceae) e avaliação da susceptibilidade de sua ocorrência no Brasil. **Revista Ciência Florestal**, v.25, n.04, p.959-967, 2015. Disponível em: <<https://doi.org/10.5902/1980509820650>>. Acesso em: 11 mar. 2023

FARIAS, D.T.; BARRETO, F.R.S.; SOUZA, M.R.; SILVA, C.J. Serapilheira em fragmento florestal de caatinga arbustivo-arbórea fechada. **Revista Verde**, v.14, n.2, p.331-337, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.18378/rvads.v14i2.6378>>. Acesso em: 20 mar. 2023

FERNANDES, M.F.; QUEIROZ, L.P. Vegetação e flora da Caatinga. **Ciência e cultura**, v.70, n.4, p.51-56, 2018. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.21800/2317-66602018000400014>>. Acesso em: 20 mar. 2023

FERREIRA, C. R.; GUEDES, J. N.; ROSSET, J. S., ANJOS, L. H. C.; PEREIRA, M. G. Diversity of the edaphic macrofauna in areas managed under no-tillage for different periods. **Semina: Ciências Agrárias**, v.40, n.2, p.599-610, 2019. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.5433/1679-0359.2019v40n2p599>>. Acesso em: 12 fev. 2023

FERREIRA, C.D.; SOUTO, J.S.; SOUTO, P.C.; SALES, F.C.V.; BARROSO, R.F.; SOUZA JÚNIOR, C.M.P. Deposição, acúmulo e decomposição de serrapilheira em área preservada de Caatinga. **Revista Agrarian**, v.12, n.44, p. 174-181, 2018. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.30612/agrarian.v12i44.8212>>. Acesso em: 12 fev. 2023

GIONGO, V.; CUNHA, T.J.F.; MENDES, A.S.M.; GAVA, C.A.T. Carbono no sistema solo-planta no semiárido brasileiro. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.06, p.1233-1253, 2011. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/923066/carbono-no-sistema-solo-planta-no-semiarido-brasileiro>>. Acesso em: 12 fev. 2023

GONÇALVES, G.S.; ANDRADE, L.A.; XAVIER, K.R.F.; SILVA, J.F. Métodos de controle de *Prosopis juliflora* (SW.) DC. (Fabaceae) em áreas invadidas no semiárido do Brasil. **Ciência Florestal**, v.25, n.03, p.645-653, 2015. Disponível em: <<https://doi.org/10.5902/1980509819615>>. Acesso em: 12 fev. 2023

HENRIQUES, I.G.N. Acúmulo, deposição e decomposição de serrapilheira sob a dinâmica vegetacional da Caatinga em Unidade de Conservação. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v.11, n.1, p.84-89, 2016. Disponível em: <<http://www.bibliotecaflorestal.ufv.br/handle/123456789/8043>>. Acesso em: 11 mar. 2023

HOLANDA, A.C.; FELICIANO, A.L.P.; FREIRE, F.J.; SOUSA, F.Q.; FREIRE, S.R.O.; ALVES, A.R. Aporte de serapilheira e nutrientes em uma área de Caatinga. **Revista Ciência Florestal**, v. 27, n. 2, p. 621-633, 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.5902/1980509827747>>. Acesso em: 11 mar. 2023

INSA. **Instituto Nacional do Semiárido**. 2017. Disponível em <<https://portal.insa.gov.br/noticias/1070-nova-delimitacao-expande-o-semiarido-ate-o-maranhao-73-novos-municipios-foram-incluidos>> Acesso em: 10 dez. 2020.

JACOMINE, P. K. T.; CAVALCANTI, A. C.; SILVA, F. B. R. MONTENEGRO, J. O.; FORMIGA, R. A.; BURGOS, N.; MELO FILHO, H. F. R. **Levantamento exploratório - reconhecimento de solos da margem direita do rio São Francisco Estado da Bahia**. Recife: EMBRAPA-SNLCS: SUDENE. 2 v. 1977. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/335822/levantamento-exploratorio---reconhecimento-de-solos-da-margem-direita-do-rio-sao-francisco-estado-da-bahia>>. Acesso em: 11 mar. 2023

KLACKENBERG, J. Revision of the genus *Cryptostegia* R. Br. (Apocynaceae, Periplocoideae). **Adansonia**, v.23, n.2, p.205-218, 2001. Disponível em: <<https://sciencepress.mnhn.fr/sites/default/files/articles/pdf/a2001n2a3.pdf>>. Acesso em: 11 mar. 2023

Le MAITRE, D.C.; GUSH, M.B.; DZIKITI, S. Impacts of invading alien plant species on water flows at stand and catchment scales. **AoB PLANTS**, v.7, plv043, 2015. Disponível em: <<https://doi.org/10.1093/aobpla/plv043>>. Acesso em: 20 mar. 2023

LORENZO, P.; GONZÁLEZ, L. Alelopatía: una característica ecofisiológica que favorece la capacidad invasora de las especies vegetales. **Revista Ecosistemas**, v.19, n.01, p.79-91. 2010. Disponível em: <<http://www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?Id=628>>. Acesso em: 20 mar. 2023

LUCENA, E.O.; SOUZA, T.A.F.; ARAÚJO, J.S.; ANDRADE, L.A.; SANTOS, D.; PODESTÁ, G.S. Occurrence and distribution of *Gigaspora* under *Cryptostegia madagascariensis* Bojer Ex Decne in Brazilian tropical seasonal dry forest. **Revista Agropecuária Técnica**, v. 39, n. 3, p. 221-227, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.25066/agrotec.v39i3.40055>>. Acesso em: 20 mar. 2023

MACHADO, D.L.; PEREIRA, M.G.; CORREIA, M.E.F.; DINIZ, A.R.; MENEZES, C.E.G. Fauna edáfica na dinâmica sucessional da Mata Atlântica em floresta estacional semidecidual na bacia do rio Paraíba do Sul-RJ. **Ciência Florestal**, v.25, n.1, p.91-106, 2015. Disponível em: <<https://repositorio.unesp.br/handle/11449/127437>>. Acesso em: 12 fev. 2023

MAIA, R.S.; VASCONCELOS, S.S.; CARVALHO, J.R. Frações de fósforo e simbiose micorrízica em floresta secundária em resposta a disponibilidade de água e nutrientes na Amazônia oriental. **Acta Amazônica**, v.45, n.3, p.255-264, 2015. Disponível em: <<https://www.scielo.br/j/aa/a/7rVxqKxKSF6V8r7DXPNtcdt/?format=pdf>>. Acesso em: 12 fev. 2023

MENDES, K.R., GRANJA, J.A.A., OMETTO, J.P., ANTONINO, A.C.D., MENEZES, R.S.C., PEREIRA, E.C., POMPELLI, M.F. *Croton blanchetianus* modulates its morphophysiological responses to tolerate drought in a tropical dry forest. **Functional Plant Biology**, v.44, n.10, p.1039-1051, 2017. Disponível em: <<https://doi.org/110.1071/FP17098>>. Acesso em: 11 mar. 2023

MEHRABI, Z.; TUCK, S.L. Relatedness is a poor predictor of negative plantsoil feedbacks. **New Phytologist**, v.205, n.03, p.1071-1075, 2015. Disponível em: <<https://doi.org/10.1111/nph.13238>>. Acesso em: 11 mar. 2023

MENTA, C.; REMELLI, S. Soil Health and Arthropods: From Complex System to Worthwhile Investigation. **Insects**, v.11, n.54, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.3390/insects11010054>>. Acesso em: 11 mar. 2023

MORO, M.F., NIC LUGHADHA, E., DE ARAÚJO, F.S., MARTINS, F.R. A phytogeographical metaanalysis of the semiarid Caatinga domain in Brazil. **The Botanical Review**, v.82, p.91-148, 2016. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s12229-016-9164-z>>. Acesso em: 11 mar. 2023

MORAIS, J.W.; OLIVEIRA, F.G.L.; BRAGA, R.F.; KORASAKI, V. Mesofauna. In: MOREIRA, F.M.S.; CARES, J.E.; ZANETTI, R.; STÜRMER, S.L. **O ecossistema solo: componentes, relações ecológicas e efeitos na produção vegetal**. Lavras: Editora da UFLA, pp185-200. 2013.

MOURA, M.M.S.; COSTA, G.B.R.; PALÁCIO, H.A.Q.; ARAÚJO NETO, J.R.; BRASIL, J.B. Produção de serrapilheira e suas frações em área da Caatinga no Semiárido Tropical. **Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade**, v.3, p.5, p.199-208, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.21438/rbgas.030509>>. Acesso em: 11 mar. 2023

MULLER-LANDAU, H.C.; VISSER, M.D. How do lianas and vines influence competitive differences and niche differences among tree species? Concepts and a case study in a tropical forest. **Journal of Ecology**, v.107, n.03, p. 1469-1481, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1111/1365-2745.13119>>. Acesso em: 11 mar. 2023

MUTTI, P.R.; SILVA, L.L.; MEDEIROS, S.S.; DUBREUIL, V.; MENDES, K.R.; MARQUES, T.V.; LÚCIO, P.S.; SILVA, C.M.S; BEZERRA, B.G. Basin scale rainfall-evapotranspiration dynamics in a tropical semiarid environment during dry and wet years. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v.75, p.29-43, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jag.2018.10.007>>. Acesso em: 11 mar. 2023

NASCIMENTO, L.S.; CERQUEIRA, R.M.; HENDERSON, B.L. Produção de serrapilheira em um fragmento adjacente a uma cava de mineração, Ribeirão Grande, SP. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.19, n.9, p.892-897, 2015. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v19n9p892-897>>. Acesso em: 11 mar. 2023

NEHER, D. A.; WEICHT, T. R.; BARBERCHECK, M. E. Linking invertebrate communities to decomposition rate and nitrogen availability in pine forest soils. **Applied Soil Ecology**, v.54, p. 14- 23, 2012. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2011.12.001>>. Acesso em: 11 mar. 2023

PARRON, M.L.; GARCIA, J.R.; OLIVEIRA, E.B.; BROWN, G.G.; PRADO, R.B. **Serviço ambiental em sistemas agrícolas e florestais do bioma Mata Atlântica**. Brasília, D.F. Embrapa, 370p. 2015.

PEGADO, C.M.A.; ANDRADE, L.A.; FÉLIX, L.P.; PEREIRA, L.M. Efeitos da invasão biológica de algaroba - *Prosopis juliflora* (Sw.) DC. sobre a composição e a estrutura do estrato arbustivo-arbóreo da caatinga no Município de Monteiro, PB, Brasil. **Revista Acta Botânica Brasílica**, v.20, n.04, p.887-898, 2006. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/S0102-33062006000400013>>. Acesso em: 11 mar. 2023

PESSOTTO, M.D.F.; SANTANA, N.A.; JACQUES, R.J.S.; FREIBERG, J.A.; MACHADO, D.N.; PIAZZA, L.M.; NETO, L.R.; ANTONIOLLI, Z.I. Relação do uso do

solo com a diversidade e a atividade da fauna edáfica. **Nativa**, v. 8, n. 3, p. 397-402, 2020. Disponível em: <[https:// doi.org/10.31413/nativa.v8i3.9769](https://doi.org/10.31413/nativa.v8i3.9769)>. Acesso em: 11 mar. 2023

PEAY, K.G.; KENNEDY, P.G.; TALBOT, J.M. Dimensions of biodiversity in the Earth mycobiome. **Nature Reviews Microbiology**, v.14, p.434-447, 2016. Disponível em: <[https:// doi.org/10.1038/nrmicro.2016.59](https://doi.org/10.1038/nrmicro.2016.59)>. Acesso em: 11 mar. 2023

REINHART, K.O.; PACKER, A.; van DER PUTTEN, W.H.; CLAY, K. Plant-soil biota interactions and spatial distribution of black cherry in its native and invasive ranges. **Ecology Letters**, v.6, p.1046-1050, 2003. Disponível em: <[https:// doi.org/10.1046/j.1461-0248.2003.00539.x](https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2003.00539.x)>. Acesso em: 20 mar. 2023

RICHARDSON, D.M. **Fifty years of invasion ecology**. The Legacy of Charles Elton. Wiley-Blackwell, Oxford, pp.458, 2011.

RICCIARDI, A.; BLACKBURN, T.M.; CARLTON, J.T.; DICK, J.T.A.; HULME, P.E.; IACARELA, J.C.; JESCHKE, J.M.; LIEBHOLD, A.M.; LOCKWOOD, J.L.; MACLSAAC, H.J.; PYSEK, P.; RICHARDSON, D.M.; RUIZ, G.M.; SIMBERLOFF, D.; SUTHELAND, W.J.; WARDLE, D.A.; ALDRIGE, D.C. Invasion Science: A Horizon Scan of Emerging Challenges and Opportunities. **Trends in Ecology & Evolution**, v.32, n.6, 2017. Disponível em: <[https:// doi.org/10.1016/j.tree.2017.03.007](https://doi.org/10.1016/j.tree.2017.03.007)>. Acesso em: 20 mar. 2023

ROBAKOWSKI, P.; BIELINIS, E.; SENDALL, K. Light energy partitioning, photosynthetic efficiency and biomass allocation in invasive *Prunus serotina* and native *Quercus petraea* in relation to light environment, competition and allelopathy. **Journal of Plant Research**, v.131, p.505-523, 2018. Disponível em: <[https:// doi.org/10.1007/s10265-018-1009-x](https://doi.org/10.1007/s10265-018-1009-x)>. Acesso em: 20 mar. 2023

RODRIGUES, R.M. **Atributos edáficos de ambientes invadidos por *Cryptostegia madagascariensis* Bojer ex Decne e crescimento inicial em condições de sodicidade do solo**. 2016. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Universidade Federal da Paraíba, Areia. 2016.

ROY, S.; ROY, M.M.; JAISWALI, A.K.; BAITHA, A. Soil Arthropods in Maintaining Soil Health: Thrust Areas for Sugarcane Production Systems. **Sugar Tech**, v.20, p.376-391, 2018. Disponível em: <[https:// doi.org/10.1007/s12355-018-0591-5](https://doi.org/10.1007/s12355-018-0591-5)>. Acesso em: 20 mar. 2023

SALGADO, E.V.; ANDRADE, E.M.; HEVIA, J.N.; NUNES, E.P.; RODRIGUES, M.M.A. Rainfall patterns and the contribution of litter in the caatinga dry tropical

forest. **Revista Ciência Agronômica**, v.46, p.299-309, 2015. Disponível em: <[https:// doi.org/10.1007/s12355-018-0591-5](https://doi.org/10.1007/s12355-018-0591-5)>. Acesso em: 20 mar. 2023

SANTOS, G.R.; SILVA, A.B.; CORREIA, A.N.C.L.; VILELA, S.L.S.; ARAUJO, K.D. Invertebrados da macrofauna e mesofauna do solo em ambiente de caatinga arbóreo-arbustiva, em Santana do Ipanema, Semiárido Alagoano. **REGNE**, v.02, p. 894-903, 27, 2016. Disponível em: <[https:// doi.org/10.21680/2447-3359.2016v2n0ID10550](https://doi.org/10.21680/2447-3359.2016v2n0ID10550)>. Acesso em: 20 mar. 2023

SANTOS G.R.; ARAUJO, K. D.; SILVA, F.G. Macrofauna edáfica na Estação Ecológica Curral do Meio, Caatinga Alagoana. **REGNE**, v.04, n.01, p. 01-21, 2018. Disponível em: <[https:// doaj.org/article/d34a5100d5ab4df2bfd60e365d60ea2d](https://doaj.org/article/d34a5100d5ab4df2bfd60e365d60ea2d)>. Acesso em: 20 mar. 2023

SANTOS, J.B.; RAMOS, A.C.; AZEVEDO JÚNIOR, R.; OLIVEIRA FILHO, L.C.I.; BARRETA, D.; CARDOSO, E.J.B.N. Soil macrofauna in organic and conventional coffee plantations in Brazil. **Biota Neotrópica**, v.18, n.2, e20180515, 2018. Disponível em: <[https:// doi.org/10.1590/1676-0611-bn-2018-0515](https://doi.org/10.1590/1676-0611-bn-2018-0515)>. Acesso em: 20 mar. 2023

SCHIRMEL, J.; BUNDSCHUH, M.; ENTLING, M.H.; KOWARIK, I.; BUCHHOLZ, S. Impacts of invasive plants on resident animals across ecosystems, taxa, and feeding types: a global assessment. **Global Change Biology**, v.22, p.594–603, 2016. Disponível em: <[https:// doi.org/10.1111/gcb.13093](https://doi.org/10.1111/gcb.13093)>. Acesso em: 20 mar. 2023

SILVA, J.L.; BARRETO, R.W.; OLINTO, L.; PEREIRA, O.L. Pseudocercospora *Cryptostegiae-madagascariensis* sp. nov. on *Cryptostegia madagascariensis*, an Exotic Vine Involved in Major Biological Invasions in Northeast Brazil. **Mycopathologia**, v.166, p.87-91, 2008. Disponível em: <[https:// doi.org/10.1007/s11046-008-9120-5](https://doi.org/10.1007/s11046-008-9120-5)>. Acesso em: 20 mar. 2023

SILVA, J.; JUCKSCH, I.; FERES, C.I.M.A.; TAVARES, R.C. Fauna do solo em sistemas de manejo com café. **Journal Biotechnology and Biodiver**, v.3, p.59-71, 2012. Disponível em: <[https:// doi.org/10.20873/JBB.UFT.CEMAF.V3N2.SILVA](https://doi.org/10.20873/JBB.UFT.CEMAF.V3N2.SILVA)>. Acesso em: 20 mar. 2023

SILVA, W.T.M.; LEONARDO, F.A.P.; SOUTO, J.S.; SOUTO, P.C.; LUCENA, J.D.S.; MEDEIROS NETO, P.H. Deposição de serapilheira em áreas de Caatinga no Núcleo de Desertificação do Seridó. **ACSA Agropecuária Científica no Semiárido**, v.12, n.4, p.383-390, 2017. <http://dx.doi.org/10.30969/acsa.v12i4.861>>. Acesso em: 20 mar. 2023

SIQUEIRA FILHO, J.A. **A flora das Caatingas do Rio São Francisco: história natural e conservação**. Editora Andrea Jakobsson, Rio de Janeiro, Brasil. 552 p. 2012.

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, n. 1, p. 39-45, 2016. Disponível em: <[https:// doi.org/10.5039/agraria.v11i1a5357](https://doi.org/10.5039/agraria.v11i1a5357)>. Acesso em: 20 mar. 2023

SOUSA, F.Q.; ANDRADE, L. A.; SILVA, P.C.C.; SOUZA, B.C.Q.; XAVIER, K.R.F. Banco de sementes do solo de caatinga invadida por *Cryptostegia madagascariensis* Bojer ex Decne. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v.12, n.2, p.220-226, 2017. Disponível em: < [https:// doi.org/10.5039/agraria.v12i2a5440](https://doi.org/10.5039/agraria.v12i2a5440)>. Acesso em: 20 mar. 2023

SOUZA, B.I.; ARTIGAS, R.C.; LIMA, E.R.V. Caatinga e desertificação. **Mercator**, v. 14, n. 1, p. 131-150, 2015. Disponível em: <[https:// doi.org/10.4215/RM0000.0000.0000](https://doi.org/10.4215/RM0000.0000.0000)>. Acesso em: 20 mar. 2023

SOUZA, T.A.F.; RODRIGUEZ-ECHEVERRIA, S.; ANDRADE, L.A.; FREITAS, H. Could biological invasion by *Cryptostegia madagascariensis* alter the composition of the arbuscular mycorrhizal fungal community in semi-arid Brazil? **Acta Botanica Brasilica**, v.30, n.1, p.93-101, 2016. Disponível em: <[https:// doi.org/10.1590/0102-33062015abb0190](https://doi.org/10.1590/0102-33062015abb0190)>. Acesso em: 12 fev. 2023

SOUZA, J.T.A.; OLIVEIRA, S.J.C.; NÁPOLES, F.A.M.; SOUZA, M.S.; MEDEIROS, M. R. Diversidade de macrofauna edáfica em diferentes ambientes de cultivo no agreste da Paraíba, Brasil. **Revista de Agricultura Neotropical**, v. 4, n. 3, p. 55-60, 2017a. Disponível em: <[https:// doi.org/10.32404/rean.v4i3.1681](https://doi.org/10.32404/rean.v4i3.1681)>. Acesso em: 12 fev. 2023

SOUZA, T.A.F.; ANDRADE, L.A.; FREITAS, H.; SANDIM, A.S. Biological Invasion Influences the Outcome of Plant-Soil Feedback in the Invasive Plant Species from the Brazilian Semi-arid. **Microbiology Ecology**, v.76, n.1, p.102-112, 2017b. Disponível em: <[https:// doi.org/10.1007/s00248-017-0999-6](https://doi.org/10.1007/s00248-017-0999-6)>. Acesso em: 12 fev. 2023

SUDENE. **Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste**. 2017. Disponível em <[http:// www.sudene.gov.br/delimitacao-do-semiarido](http://www.sudene.gov.br/delimitacao-do-semiarido)> Acesso em: 10 dez. 2020.

SWIFT, M.J.; HEAL, O.W.; ANDERSON, J.M. **Decomposition in terrestrial ecosystems**. Oxford, Blackwell, 1979. 372p.

TABARELLI, M.; LEAL, I. R.; SCARANO, F. R.; SILVA, J. M. C. “**The future of the Caatinga**” In: SILVA, J. M. C.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. (ds.) *Caatinga. The largest tropical dry forest region in South America*. Cham: Springer International Publishing, p. 461-474, 2017.

UMA, M.; SARAVANAN, T.S.; RAJENDRAN, K. Growth, Litterfall na litter decomposition of *Casuarina equisetifolia* in a semiarid zone. **Journal of Tropical Forest Science**, v.26, n.1, p.125-133, 2014. Disponível em: <<https://www.jstor.org/stable/23617021>>. Acesso em: 12 fev. 2023

WAGG, C.; BENDER, S.F.; WIDMER, F.; VAN DER HEIJDEN, M.G.A. Soil biodiversity and soil community composition determine ecosystem multifunctionality. **PNAS**, v.111, p.5266–5270, 2014. Disponível em: <<https://doi.org/10.1073/pnas.13200541>>. Acesso em: 12 fev. 2023

WARD, S.E.; ORWIN, K.H.; OSTLE, N.J.; BRIONES, M.J.I.; THOMSON, B.C.; GRIFFITHS, R.I.; OAKLEY, S.; QUIRK, H.; BARDGETT, R.D. Vegetation exerts a greater control on litter decomposition than climate warming in peatland. **Ecology**, v.96, n.1, p.113-123, 2015. Disponível em: <<https://doi.org/10.1890/14-0292.1>>. Acesso em: 12 fev. 2023

CAPÍTULO I

PRODUÇÃO E DECOMPOSIÇÃO DE SERRAPILHEIRA DA ESPÉCIE INVASORA *Cryptostegia madagascariensis* Bojer ex Decne E ESPÉCIES NATIVAS DE CAATINGA

RESUMO

Na Caatinga, a espécie invasora *Cryptostegia madagascariensis* tem provocado alterações no ecossistema. Objetivou-se estimar a produção e a cinética de decomposição da serrapilheira produzida pela *C. madagascariensis* e de espécies nativas da Caatinga em função da sazonalidade, no semiárido paraibano. Foram selecionados dois ambientes distintos e adjacentes. Um ambiente de vegetação de Caatinga com presença de maciços populacionais da espécie invasora *C. madagascariensis* (ambiente com invasora) e um ambiente de vegetação de Caatinga (ambiente sem invasora). Para cada ambiente foram estabelecidos quatro transectos de 15 m de comprimento. Em cada transecto foram distribuídos um coletor de serrapilheira, 20 bolsas de decomposição e coletadas quatro amostras de solo (0-10 cm) abaixo da copa das espécies. Os coletores de serrapilheira foram distribuídos abaixo da copa dos indivíduos selecionados e as bolsas de decomposição distribuídas ao redor dos coletores. Simultaneamente foram acompanhadas a temperatura e o conteúdo de água no solo abaixo da copa das espécies. O material interceptado pelos coletores foi recolhido a cada 60 dias. Estimou-se a biomassa seca por período ($\text{kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$). As bolsas de decomposição foram preenchidas com uma massa de 50g de matéria vegetal recolhido dos coletores e distribuídas na área, sendo retiradas cinco bolsas do campo a cada 60 dias para avaliar a cinética de decomposição da serrapilheira. A taxa de decomposição da serrapilheira foi quantificada através da perda de massa decomposta em função do tempo (g dias). Foi empregado o teste de Shapiro-Wilk para verificar a normalidade dos dados e a ANOVA “two-way” para avaliar as diferenças significativas entre os ambientes e os períodos, pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). Para comparar a produção de serrapilheira em função dos períodos e os teores de nutrientes entre os ambientes, foi utilizado o teste *t* de Student ($p < 0,05$). Observou-se efeito significativo para os ambientes e períodos avaliados. O ambiente com *C. madagascariensis* apresentou maior produção de serrapilheira e menores médias para a temperatura do solo ($26,3 \pm 4,75$ °C) no período seco. Para os atributos químicos do solo, o ambiente com *C. madagascariensis* apresentou as maiores médias para os teores de matéria orgânica do solo ($9,14 \pm 1,65 \text{ g kg}^{-1}$), de fósforo ($2,95 \pm 0,53 \text{ g kg}^{-1}$) e de potássio na serrapilheira ($6,13 \pm 1,13 \text{ g kg}^{-1}$). O ambiente sem invasora apresentou as maiores médias para o conteúdo de água no solo ($17,66 \pm 3,18 \text{ g g}^{-1}$) no período chuvoso. Não foi observada diferença significativa ($p < 0,05$) para a cinética de decomposição da serrapilheira entre as espécies. O material proveniente das espécies nativas de Caatinga resultou no tempo para decomposição estimado de 4,37 anos ($t_{0,05}=95\%$) enquanto para a *C. madagascariensis* o tempo estimado foi de 3,45 anos. A espécie invasora *C. madagascariensis* provocou alterações nos atributos físicos, reduzindo a temperatura e o conteúdo de água no solo, e nos atributos químicos elevou os teores de matéria orgânica do solo e nos teores de fósforo e potássio presentes na serrapilheira. A constante K e os tempos médios para decompor 50% e 95% da serrapilheira da espécie invasora *C. madagascariensis* estimados indicam ser um processo mais lento em relação às espécies nativas.

Palavras-chave: Ciclagem de nutrientes, matéria orgânica, Caatinga.

ABSTRACT

In the Caatinga, the invasive species *Cryptostegia madagascariensis* has caused changes in the ecosystem. The objective was to estimate the production and rate of decomposition of the litter produced by *C. madagascariensis* and species native to the Caatinga as a function of seasonality, in the semi-arid region of Paraíba. Two distinct and adjacent environments were selected. An environment of Caatinga vegetation with the presence of population masses of the invasive species *C. madagascariensis* (environment with invasive) and an environment of Caatinga vegetation (environment without invasive). For each environment, four 15 m long transects were established. In each transect, a litter collector, 20 decomposition bags were distributed and four soil samples (0-10 cm) were collected below the species canopy. The litter collectors were distributed below the canopy of the selected individuals and the decomposition bags were distributed around the collectors. At the same time, the temperature and water content in the soil below the species canopy were monitored. The material intercepted by the collectors was collected every 60 days. Dry biomass was estimated for a period ($\text{kg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$). The decomposition bags were filled with a mass of 50 g of vegetable matter collected from the collectors and distributed in the area, with five bags being removed from the field every 60 days to assess the decomposition kinetics of the litter. The litter decomposition rate was quantified through the loss of decomposed mass as a function of time (g/days). The Shapiro-Wilk test was used to verify the normality of the data and the two-way ANOVA to assess the significant differences between environments and periods, using the Tukey test ($p < 0,05$). To compare litter production as a function of periods and nutrient content between environments, Student's t test ($p < 0,05$) level was used. For the chemical attributes of the soil, the environment with *C. madagascariensis* presented the highest averages for the contents of soil organic matter ($9,14 \pm 1,65 \text{ g kg}^{-1}$), of phosphorus ($2,95 \pm 0,53 \text{ g kg}^{-1}$) and potassium in the litter ($6,13 \pm 1,13 \text{ g kg}^{-1}$). The non-invasive environment showed the highest averages for water content in the soil ($17,66 \pm 3,18 \text{ g g}^{-1}$) in the rainy season. There was no significant difference ($p < 0,05$) for the decomposition rate of the litter among the species. The material from the native Caatinga species resulted in an estimated decomposition time of 4,37 years ($t_{0,05} = 95\%$) while for *C. madagascariensis* the estimated time was 3,45 years. The invasive species *C. madagascariensis* caused changes in the physical attributes, reducing the temperature and the water content in the soil, and in the chemical attributes it increased the levels of organic matter in the soil and in the contents of phosphorus and potassium present in the litter. The K constant and the average times to decompose 50% and 95% of the litter of the estimated species *C. madagascariensis* indicate that it is a slower process in relation to native species.

Keywords: Nutrient cycling; organic matter; Caatinga.

1 INTRODUÇÃO

A produtividade de uma floresta pode ser mensurada através da quantidade de nutrientes estocados em seus compartimentos, dentre esses na própria vegetação, no solo e na serrapilheira (DUVAL et al., 2020). Sabe-se que esta produtividade, bem como o acúmulo desses resíduos são decorrentes da influência de fatores bióticos (organismos edáficos e tipo da vegetação) e abióticos (condições edafoclimáticas, hídricas, altitude e luminosidade) (HOLANDA et al., 2017). Este material tem como função proteger o solo de temperaturas elevadas, reserva de sementes que permanecem estocadas além de ser habitat para uma diversidade de organismos que participam diretamente da decomposição e ciclagem dos nutrientes (SOUZA et al., 2016a).

A deposição da serrapilheira pode ocorrer via processo sazonal ou contínuo, e os fatores que influenciam sua deposição são questões importantes que devem ser observadas uma vez que podem ser determinantes nas características estruturais e funcionais dos ecossistemas (TESFAYE et al., 2020). Em regiões de clima semiárido o período de sazonalidade responde como um dos principais fatores na produção de serrapilheira, o que implica diretamente na formação vegetal típica desses ambientes (BRASIL et al., 2017). Além destas questões, a quantidade de serrapilheira depositada está associado com a diversidade de espécies, uso do solo, dos organismos decompositores e de atividades antrópicas (UMA et al., 2014). Este último fator por sua vez contribui com as ameaças biológicas, dentre essas, a introdução de espécies exóticas (SOUSA; ANDRADE; XAVIER, 2016).

Os efeitos decorrentes da introdução de espécies exóticas podem ser perceptíveis nas modificações nos ciclos hidrológicos, no regime do fogo e na disponibilidade dos nutrientes (GE; LUO; HE, 2019). O estabelecimento das espécies invasoras deve-se a características funcionais qualitativamente diferentes das que ocorrem com as espécies nativas, como produção e distribuição de biomassa, ciclagem de nutrientes e na estrutura de populações, haja vista que as espécies exóticas podem modificar as propriedades do solo, afetar a flora nativa por competição direta e desse modo gerar relações que comprometem a manutenção das comunidades, o que resulta na diminuição da diversidade das espécies nativas (IMPASTATO et al., 2020). Outra característica comum de algumas espécies exóticas que respondem ao sucesso da invasão é a rápida decomposição da serrapilheira, que

contribui com a disponibilidade de nutrientes no solo quando comparada com as espécies nativas (CHEN et al., 2019).

Dentre as espécies exóticas invasoras identificadas na região semiárida do Brasil em vegetação de Caatinga, *Cryptostegia madagascariensis* Bojer ex Decne, conhecida como viúva negra, unha-do-cão ou trepadeira (ANDRADE, 2013), tem sido fonte de pesquisas recentes, sendo nativa da Ilha de Madagascar no Continente Africano (KLACKENBERG, 2001). Os impactos em ecossistemas naturais de Caatinga provocados por esta espécie invasora já foram documentados na região Nordeste do Brasil em área com predomínio da espécie nativa *Copernicia prunifera* (Mill.), Carnaúba, uma palmeira de elevada importância comercial para o Estado do Ceará (ANDRADE, 2013). Uma das principais características da *C. madagascariensis* é a densa produção de biomassa que recobre a copa das árvores impedindo a incidência de luz sobre a superfície do solo, que por conseguinte ocasiona a morte dos indivíduos nativos por sombreamento (SOUZA et al., 2016b). De acordo com Sousa et al. (2013), o aumento de produção de biomassa da *C. madagascariensis* está interligada a redução de água nos ambientes invadidos, em função do aumento de evapotranspiração.

Muitas espécies invasoras apresentam maior área foliar e assim acumulam maiores quantidades de nutrientes nas folhas, o que lhes permite obter sucesso na invasão aprimorando seu crescimento, elevando a taxa de decomposição e ciclagem dos nutrientes, tornando-os disponíveis no solo (SILVA, 2015). Atenção considerável tem sido dada aos efeitos negativos das espécies exóticas nos ecossistemas nativos e em seu funcionamento após a invasão, como a diversidade das espécies, a regeneração natural, banco de sementes, entre outros. Entretanto, poucos estudos são direcionados para identificar os efeitos na produção da serrapilheira de espécies invasoras, bem como na qualidade desse material orgânico em relação às espécies nativas em vegetação de Caatinga.

Desta forma, esta pesquisa busca analisar os efeitos na produção, na deposição e na cinética de decomposição da serrapilheira da espécie invasora *C. madagascariensis* em comparação com a produtividade de espécies nativas de Caatinga e diante dessa questão responder as hipóteses: (I) A espécie invasora *C. madagascariensis* gera interferências na produção, na qualidade ou na quantidade da serrapilheira, alterando os atributos químicos do solo, favorecendo o seu estabelecimento em ambiente de Caatinga; e (II) a espécie invasora *C.*

madagascariensis estimula uma maior ciclagem de nutrientes na camada da rizosfera, disponibilizando-os no solo com maior rapidez quando comparadas com espécies nativas, podendo contribuir para seu desenvolvimento no novo habitat. Diante disso, este estudo objetivou estimar a produção, a decomposição e os teores de nutrientes presentes na serrapilheira da espécie invasora *Cryptostegia madagascariensis* e de espécies nativas da Caatinga em épocas distintas (período chuvoso e seco) no semiárido paraibano.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Localização das Áreas de Estudo

A pesquisa foi realizada em condições de campo no período de fevereiro de 2017 a outubro de 2018 na Mesorregião do Sertão paraibano no município de Pombal-PB. A vegetação típica da área experimental é do tipo Savana Estépica Florestada (Caatinga), contendo trechos de Floresta Estacional Decidual (IBGE, 2012), e o solo classificado como Neossolo Flúvico (EMBRAPA, 2006).

Foram selecionados dois ambientes distintos e adjacentes (Fig.1). Um ambiente de vegetação de Caatinga com presença de maciços populacionais da espécie invasora *C. madagascariensis* (ambiente com invasora) e um ambiente de vegetação de Caatinga (ambiente sem invasora). A seleção dos ambientes amostrais ocorreu por meio de estudo preliminar, observando um gradiente visual de indivíduos arbóreos adultos para os dois ambientes. Para o ambiente de Caatinga sem a invasora identificou-se indivíduos arbóreos adultos, e para o ambiente de Caatinga com presença da invasora *C. madagascariensis*, selecionou-se indivíduos que estavam totalmente recobertos pela invasora.

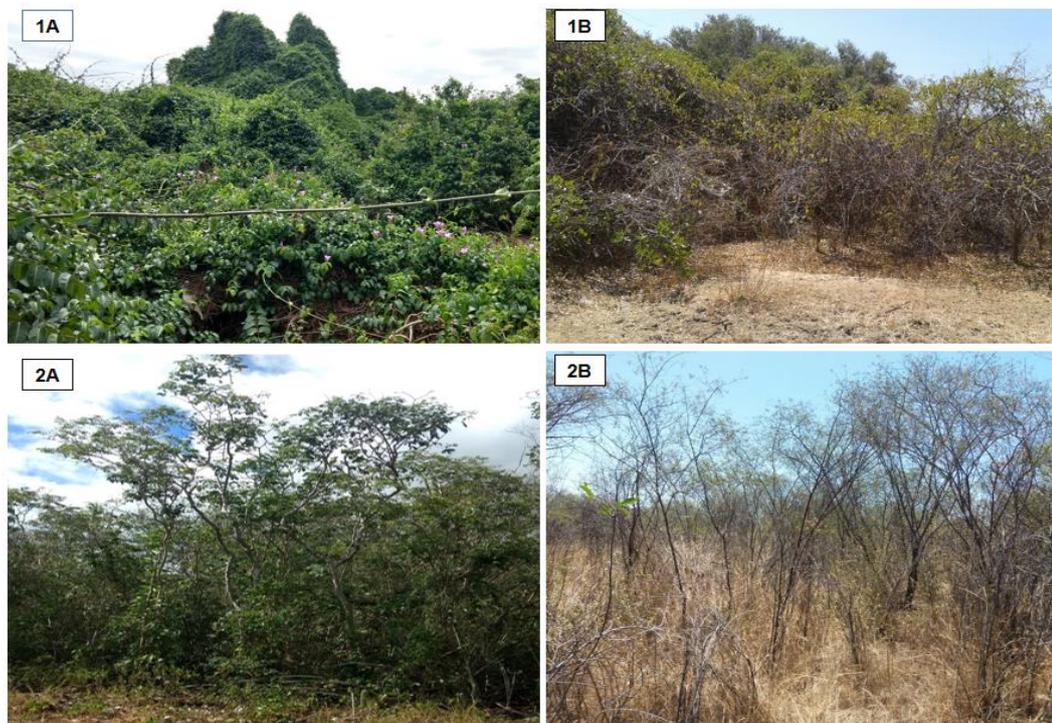


Fig. 1. Aspecto geral da vegetação na área experimental, ambiente com invasora *Cryptostegia madagascariensis* no período chuvoso (1A) e período seco (1B), e ambiente sem invasora no período chuvoso (2A) e período seco (2B). Fonte: Lucena (2021).

A caracterização geográfica dos ambientes de estudo está disposta na Tabela 1. No ambiente sem invasora, a espécie nativa *Mimosa teinuiflora* (Wild) Poir.), foi selecionada como espécie padrão por sua maior frequência de ocorrência no ambiente, cujo nomes são destacados em negrito. A escolha como espécie padrão decorreu para distribuição dos coletores de serrapilheira e demais coletas.

Tabela 1. Descrição dos ambientes de estudo (IBGE, 2012; EMBRAPA, 2006)

Descrição dos Ambientes de Estudo	
Área da Propriedade	143 hectares
Coordenadas Geográficas	6°47'34.1" S e 37°49'10.7" W
Altitude	183 metros
Solo	Neossolo Fúlvico
Vegetação	Savana Estépica Florestada
Relevo	Suave ondulado
Clima	28°C, BSh (semiárido e quente)
Precipitação	963,07 mm
Caracterização do Componente Florístico	
Ambiente com invasora	Ambiente sem invasora
<i>Cryptostegia madagascariensis</i>	<i>Aspidosperma pyriformium</i> Mart. & Zucc
<i>Calotropis procera</i> Ait.	<i>Croton sonderianus</i> Muell. Arg
<i>Jatropha mollissima</i> L.	<i>Cereus jamacaru</i> P. DC.
<i>Licania rigida</i> Benth	<i>Jatropha mollissima</i> L.
<i>Mimosa teinuiflora</i> (Wild) Poir.)	<i>Melocactus zehntneri</i> (Britton & Rose) Luetzelburg
<i>Prosopis juliflora</i> (Sw.) DC.	<i>Mimosa teinuiflora</i> (Wild) Poir.)
<i>Urtica dioica</i> L.	<i>Poincianella pyramidalis</i> (Tul.) L. P. Queiroz
	<i>Urtica dioica</i> L.
	<i>Sarcomphalus joazeiro</i> (Mart.) Hauenschild (N)

2.2 Características Climáticas da Área Experimental

A precipitação total registrada no primeiro ciclo (ano de 2017) foi de 683,9 mm e a temperatura média de 28°C, valor inferior ao obtido para o segundo ciclo (ano de 2018), acumulando 910,8 mm e temperatura média de 27,6°C. O período de distribuição das chuvas na região concentra-se nos primeiros meses do ano, entre janeiro a junho, com maior representatividade nos meses de fevereiro, março e abril (Fig.2).

Para o ano de 2017 foram registrados no período chuvoso precipitações de baixa intensidade, porém espaçadas ao longo dos meses. No entanto, o ano de 2018

configura o ano em estudo com maior ocorrência de chuvas e maior concentração entre os meses de fevereiro (322,9 mm), e abril (267,8 mm), e eventos de chuva durante a estação seca nos meses de novembro e dezembro. Esta condição da distribuição espaço-temporal da precipitação em região semiárida atua como efeito cascata, ou seja, a vegetação local sofre maior influência dos longos períodos de déficit hídrico, o que reflete na quantidade de material depositado na superfície do solo e, como consequência direta reflete na atividade da fauna edáfica.

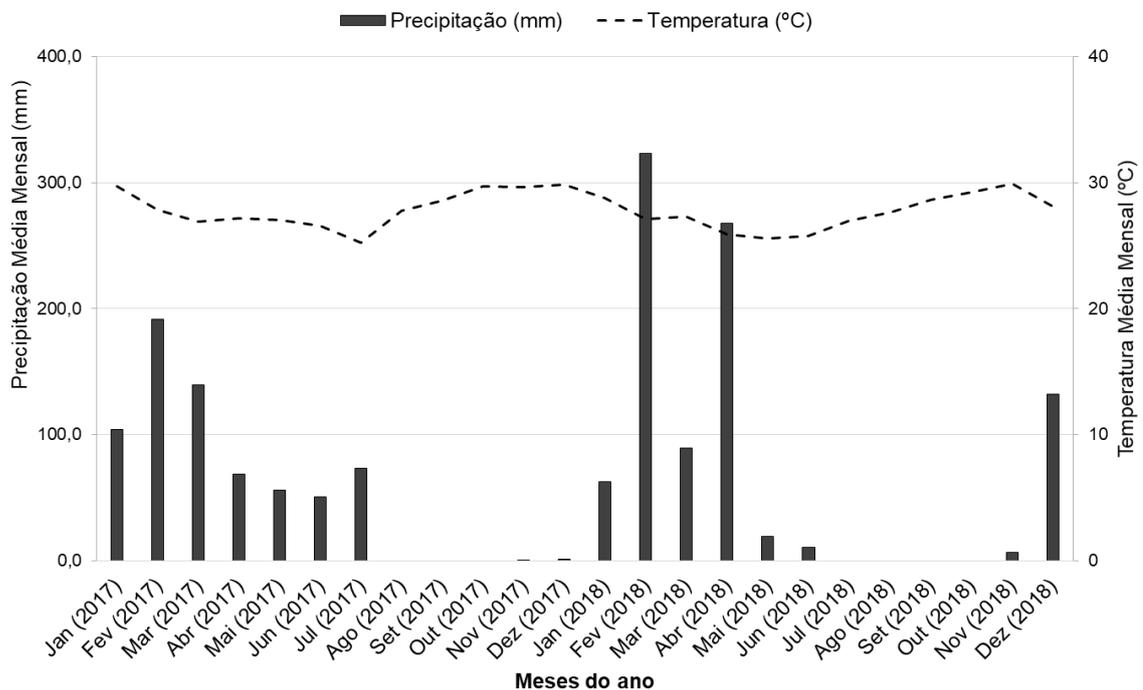


Fig. 2. Precipitação e temperatura média mensal no período de 2017 a 2018 no município de Pombal-PB. Fonte: Lucena (2021)

2.3 Delineamento Experimental

Foi utilizado um delineamento inteiramente ao acaso em esquema fatorial: dois ambientes x 2 períodos. Para cada ambiente avaliado foram estabelecidos quatro transectos de 15 m de comprimento (Fig.3). Em cada transecto foram distribuídos um coletor de serapilheira, cinco bolsas de decomposição e coletadas quatro amostras de solo abaixo da copa das espécies padrão (ambiente com invasora e sem invasora). Os coletores de serrapilheira foram distribuídos abaixo da copa das espécies padrão

de cada ambiente nos transectos, as bolsas de decomposição distribuídas ao redor dos coletores e as amostras de solo coletadas ao longo do transecto.

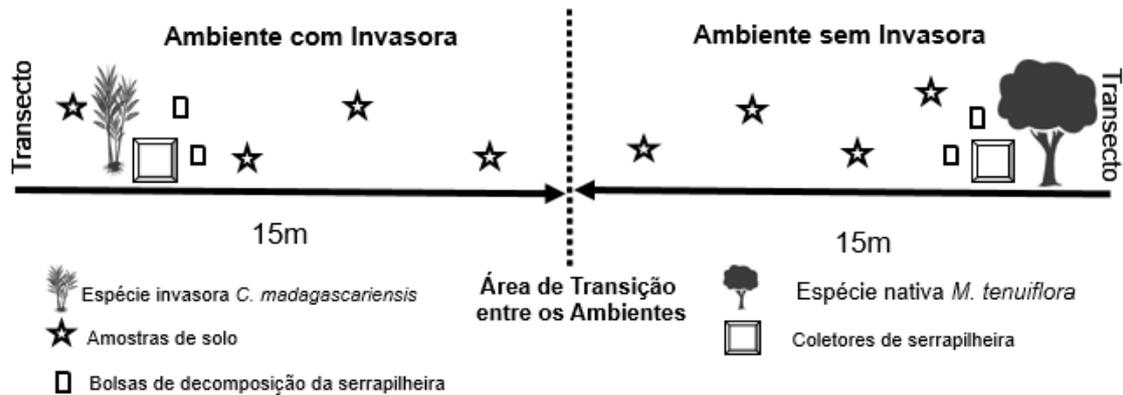


Fig.3. Esquema da disposição dos transectos na área de estudo. Fonte: Adaptado de Lucena et al. (2018)

2.4 Produção de Serrapilheira de *C. madagascariensis*, *M. tenuiflora* e espécies nativas de Caatinga

Para o estudo da produção da serrapilheira foram utilizados coletores de serrapilheira com dimensões de 1,0 x 1,0 m dispostos a 0,30 m do solo, com fundo em tela de náilon com malha de 2,0 mm x 2,0 mm. Foi distribuído um coletor de serrapilheira por transecto para cada ambiente, fixados abaixo da copa dos indivíduos selecionados como base para o estudo, sendo para o ambiente com a invasora abaixo da copa de *C. madagascariensis* e o mesmo procedimento abaixo da copa *M. tenuiflora* no ambiente sem invasora (Fig.4).



Fig. 4. Coletor de serrapilheira. Dados da pesquisa. Fonte: Lucena (2021)

O material interceptado pelos coletores foi recolhido no período chuvoso e no período seco, com intervalo de 60 dias entre cada coleta, totalizando quatro coletas em um ano. Em cada coleta, a serrapilheira recolhida foi levada para o Laboratório de Ecologia Vegetal, pertencente ao Centro de Ciências Agrárias (CCA) da Universidade Federal da Paraíba (UFPB), *Campus II, Areia-PB*.

O material coletado foi acondicionado em sacos de papel, sendo as amostras identificadas, levadas para estufa de circulação forçada de ar a 65°C durante 48 horas e pesados em balança de precisão (0,01 g). Após a pesagem, parte do material recolhido dos coletores foi triturado em moinho do tipo Wiley de malha 1 mm, e armazenados em frascos de vidros para subsequente análise química e determinação dos teores de macronutrientes (nitrogênio, fósforo e potássio) na serrapilheira de cada ambiente. Com a quantidade média de serrapilheira obtida dos coletores, foi estimada a biomassa seca devolvida por período ($\text{kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) para o solo.

2.5 Decomposição da Serrapilheira Utilizando Bolsas de Decomposição

Para a determinação da taxa de decomposição foram instaladas bolsas de decomposição com o propósito de conhecer o tempo estimado para liberação dos nutrientes nos ambientes estudados. As bolsas de decomposição foram confeccionadas com tecido de *náilon* com abertura da malha de 2 mm e dimensões de 0,20 x 0,20 m (Fig.5) de acordo com a metodologia adaptada de Thomas e Asakawa (1993).

As bolsas de decomposição foram preenchidas com uma massa de 50g de material vegetal retirado dos coletores de serrapilheira e posteriormente distribuídas na área experimental, enterradas à cinco centímetros de profundidade. O material contido nas bolsas de decomposição pertencente a biomassa da *C. madagascariensis* foi distribuída no ambiente com invasora e as bolsas de decomposição com material da *M. tenuiflora* e das espécies nativas foi distribuída no ambiente sem invasora, respectivamente.

Foram distribuídas cinco bolsas de decomposição por transecto, totalizando 40 bolsas para os dois ambientes (ambiente com e sem *C. madagascariensis*). A cada 60 dias foram retiradas do campo cinco bolsas de decomposição para avaliar a cinética de decomposição da serrapilheira em épocas distintas (período seco e chuvoso). O material remanescente contido nas bolsas de decomposição, após

retirada do campo foram transferidos para sacos de papel, identificadas e levadas para estufa de circulação forçada de ar a 65 °C durante 48 horas e pesadas em balança de precisão (0,01 g).

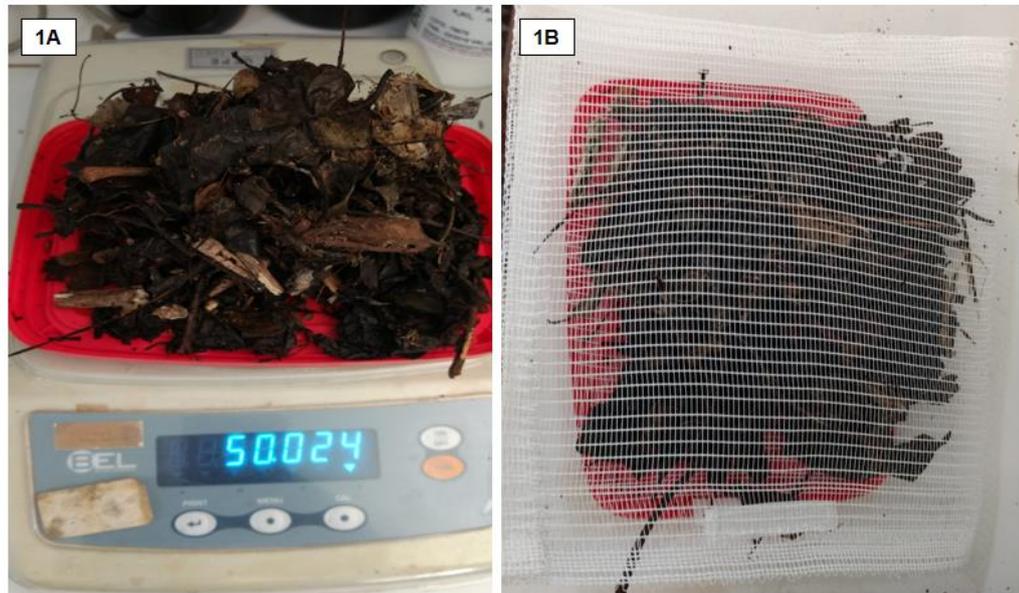


Fig. 5. Pesagem (1A) e distribuição da serrapilheira nas bolsas de decomposição (1B) Fonte: Lucena (2021)

A taxa de decomposição da serrapilheira foi quantificada através de avaliações de medidas da perda de massa decomposta em função do tempo, estimando-se a velocidade de decomposição (g dias) pela diferença entre a massa inicial (50 g) e a massa determinada ao final de cada coleta, obtendo-se, assim o percentual de matéria seca remanescente. O percentual de material remanescente foi calculado com a equação 1:

$$\% \text{ Remanescente} = M_f/M_i * 100 \quad (1)$$

Onde:

%Remanescente: percentual da serrapilheira decomposto

Mf: massa final da serrapilheira

Mi: massa inicial da serrapilheira

Para estimar a taxa de decomposição (k) foi utilizado o modelo matemático exponencial (equação 2) de acordo com a metodologia descrita por Jenny et al. (1949):

$$K = -\ln(1 - k') \quad (2)$$

Onde:

K': razão entre a massa final e massa inicial das amostras.

Para estimar o tempo necessário para decompor 50% e 95% da serrapilheira, foi utilizada a metodologia descrita por Costa e Atapattu (2001), segundo as equações 3 e 4:

$$t_{0,5} = \ln 2/k = 0,693/k \quad (3)$$

$$t_{0,05} = 3/k \quad (4)$$

Onde:

t: tempo

k: constante de decomposição

2.6 Temperatura do Solo e Conteúdo de Água no Solo

Simultaneamente à coleta da produção de serrapilheira foram acompanhadas a temperatura do solo e o conteúdo de água no solo abaixo da copa das espécies padrão (ambiente com invasora e sem invasora). Para determinação da temperatura do solo foi utilizado um termômetro de solo, e para o conteúdo de água no solo foram coletadas amostras de solo na profundidade 0-10 cm, sendo estas acondicionadas em latas de alumínio hermeticamente fechadas.

As amostras para determinação do conteúdo de água no solo foram conduzidas ao Laboratório de Matéria Orgânica no DSER, (CCA-UFPB), sendo estas pesadas em balança analítica, e levadas à estufa ($\pm 105^{\circ}\text{C}$) até estabilizar a sua massa e depositadas em dessecador para resfriamento e posterior pesagem. O conteúdo de água no solo foi estimado pelo método de gravimetria.

$$\text{Umidade gravimétrica (\%)} = \frac{\text{massa de solo úmido (g)} - \text{massa de solo seco (g)}}{\text{massa de solo seco (g)}} \times 100$$

2.7 Matéria Orgânica do Solo e Teor de Macronutrientes da Serrapilheira

Para determinar os teores de matéria orgânica do solo foram coletadas quatro amostras de solo na profundidade de 0,0-0,10 m por transecto por período, totalizando 64 amostras de solo nos períodos seco e chuvoso para os dois ambientes. Para determinar os teores dos macronutrientes na serrapilheira da invasora *C. madagascariensis*, *M. tenuiflora* e das espécies nativas da Caatinga foram utilizadas quatro amostras do material retirados de cada coletor de serrapilheira.

A distribuição das coletas das amostras de solo foi realizada ao redor dos coletores de serrapilheira. As amostras coletadas foram acondicionadas em sacolas de polietileno, identificadas e levadas ao Laboratório de Matéria Orgânica, pertencente a UFPB, Campus de Areia-PB, para realização das análises químicas do solo. Quanto aos atributos químicos, foram determinados os teores da matéria orgânica do solo (MOS), nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) na serrapilheira, segundo a metodologia proposta por Donnagema et al., (2011). Todas as análises foram realizadas no Laboratório de Fertilidade do solo (UFPB).

2.8 Análises Estatísticas

Foi empregado o teste de Shapiro-Wilk para avaliar a distribuição normal do conjunto de dados. Os dados que não atenderam a distribuição foram transformados ($\log + 1$). No entanto, os resultados foram apresentados na sua escala real. Para avaliar as diferenças significativas entre os ambientes e os períodos de avaliação, foi empregada a ANOVA “two-way” e as médias dos tratamentos comparadas pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

Para comparar a produção de serrapilheira e os teores de nutrientes entre os ambientes (com e sem invasora) bem como entre os períodos (seco e chuvoso), foi utilizado o teste t de Student ($p < 0,05$). Para avaliar as dissimilares existentes entre os ambientes de estudos e os períodos de avaliação quanto as atributos químicos do solo e da serrapilheira, foi empregada a análise de componentes principais. Todas as análises estatísticas foram realizadas por meio do programa estatístico R versão 3.5.3 (R Core Team 2018).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Produção de Serrapilheira da invasora *C. madagascariensis*, *M. tenuiflora* e de Espécies Nativas Associadas

A serrapilheira produzida foi significativamente diferente ($p < 0,001$) entre os ambientes (com e sem invasora *C. madagascariensis*) e entre os períodos (seco e chuvoso) avaliados. O ambiente invasora apresentou diferença na produção de serrapilheira em relação ao ambiente sem invasora, cerca de quatro vezes superior (Tabela 2).

Tabela 2. Produção (média (N=8) \pm desvio padrão) de serrapilheira (kg ha⁻¹) em ambiente com invasora *C. madagascariensis* e sem invasora com presença de *M. tenuiflora* e espécies associadas de Caatinga em função da sazonalidade, no município de Pombal-PB.

Períodos	Ambiente Com invasora	Ambiente Sem invasora
	(Kg ha ⁻¹)	
Chuvoso	2.277,92 \pm 948,3 aB	855,90 \pm 215,2 bA
Seco	4.287,90 \pm 520,1 aA	785,90 \pm 572,1 bB
Total	6.565,82	1.641,80

Letras minúsculas iguais na mesma coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$); letras maiúsculas iguais na mesma linha não diferem entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

Quando comparados os efeitos negativos que plantas com potencial invasor podem causar ao ambiente, deve-se ressaltar que *C. madagascariensis* é uma espécie de liana com hábito trepador, que usa as espécies de árvores nativas como “tutores” para condicionar seu desenvolvimento.

Portanto, provavelmente, a maior produção de serrapilheira no ambiente com *C. madagascariensis* está relacionada a duas condições: (i) sua elevada plasticidade fenotípica capaz de se adaptar à diversas condições edafoclimáticas e sua produção de biomassa vegetal muito superior às espécies nativas e; (ii) por sua característica de crescimento e desenvolvimento que causa sufocamento pela ausência de luz nas espécies nativas, provocando sua morte, com isso ocorre também a deposição da serrapilheira das espécies nativas junto com a invasora.

No que diz respeito à quantificação da produção de serrapilheira por espécies exóticas invasoras na Caatinga, as informações são escassas, particularmente para *C. madagascariensis*. Em estudo avaliando a produção de serrapilheira em três espécies exóticas, *Pinus spp.* na Bahia, Carvalho et al. (2019), quantificaram a produção de serrapilheira variando de 2.780,23 kg ha⁻¹ ano⁻¹ a 2.406,03 kg ha⁻¹. O tipo de hábito de crescimento da *C. madagascariensis* (liana) favorece o estabelecimento da espécie invasora em detrimento da nativa, condicionando maior deposição de serrapilheira na superfície do solo provinda em associação com a deposição da serrapilheira das espécies nativas.

Esse fenômeno é corroborado por Castro et al. (2019), por Wardle e Peltzer (2017) e Rossiter-Rachor et al. (2017). Estes últimos autores afirmam que a espécie invasora *Andropogon gayanus* produziu 80% mais biomassa seca em comparação com as espécies nativas. Estes resultados confirmam a hipótese (I) proposta neste estudo em que a espécie invasora *C. madagascariensis* gera interferências na produção, na qualidade ou na quantidade da serrapilheira, favorecendo o seu estabelecimento em ambiente de Caatinga.

Quanto ao ambiente sem invasora, a produção de serrapilheira quantificada está abaixo dos resultados observados por Holanda et al., (2017) e Moura et al. (2016), avaliando a deposição de serrapilheira em Caatinga, que obtiveram cerca de 3.785,67 kg ha⁻¹ e 4.038,79 kg ha⁻¹, respectivamente. No entanto, pode-se dizer que a produção de serrapilheira em região semiárida seja baixa, em virtude da irregularidade nas precipitações e sazonalidade, uma vez que o processo de fotossíntese realizado pelos vegetais necessita da disponibilidade de água no solo (LUNA et al., 2017).

3.2 Atributos Químicos do Solo e Teores de Nutrientes da Serrapilheira

Observaram-se diferenças significativas ($p < 0,001$) entre os ambientes (com e sem a presença da invasora *C. madagascariensis*) e os períodos de avaliação (seco e chuvoso) para a temperatura do solo e o conteúdo de água no solo (Fig.6). O ambiente com invasora apresentou as menores médias para a temperatura ($26,3 \pm 4,75$ °C), para ambos os períodos, quando comparado ao ambiente sem invasora ($32,2 \pm 5,82$ °C). Para o conteúdo de água no solo, o ambiente sem invasora

apresentou as maiores médias ($17,66 \pm 3,18 \text{ g k}^{-1}$) no período chuvoso quando comparado ao ambiente com invasora ($12,43 \pm 2,24 \text{ g k}^{-1}$).

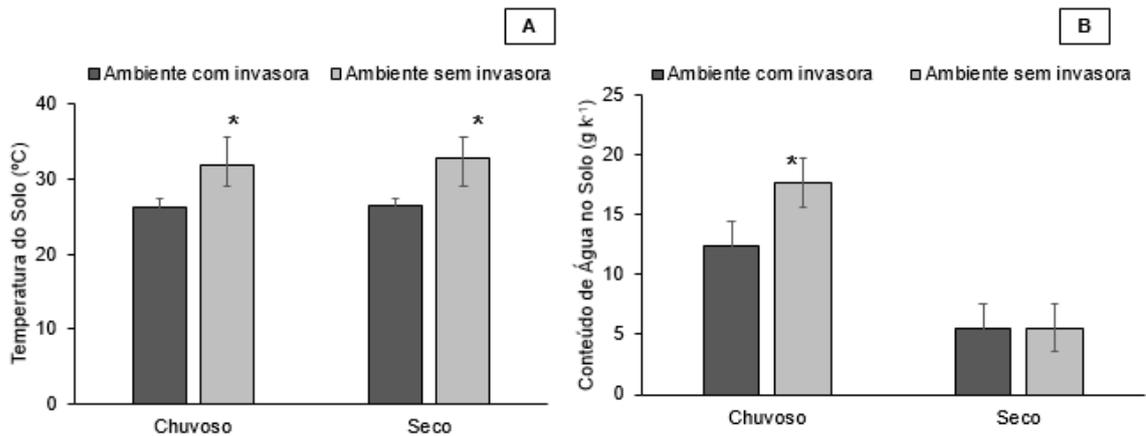


Fig. 6. Valores (média (N=8) \pm desvio padrão) da temperatura do solo ($^{\circ}\text{C}$), (5A) e conteúdo de água no solo (g k^{-1}), (5B) em ambiente com e sem a presença da invasora *C. madagascariensis*, em área de Caatinga, Pombal, PB. *Representam diferenças significativas pelo teste t de Student ($p < 0,05$).

Para os atributos químicos do solo observaram-se diferenças significativas ($p < 0,001$) apenas entre os ambientes de estudo (fig.7). O ambiente com invasora apresentou as maiores médias para os teores de matéria orgânica do solo ($9,14 \pm 1,65 \text{ g kg}^{-1}$), para o fósforo ($2,95 \pm 0,53 \text{ g kg}^{-1}$) e potássio na serrapilheira ($7,53 \pm 1,36 \text{ g kg}^{-1}$), quando comparado ao ambiente sem invasora, com médias para a matéria orgânica do solo ($4,84 \pm 0,87 \text{ g kg}^{-1}$), para o fósforo ($2,28 \pm 0,41 \text{ g kg}^{-1}$) e potássio ($6,13 \pm 1,13 \text{ g kg}^{-1}$), na serrapilheira, respectivamente.

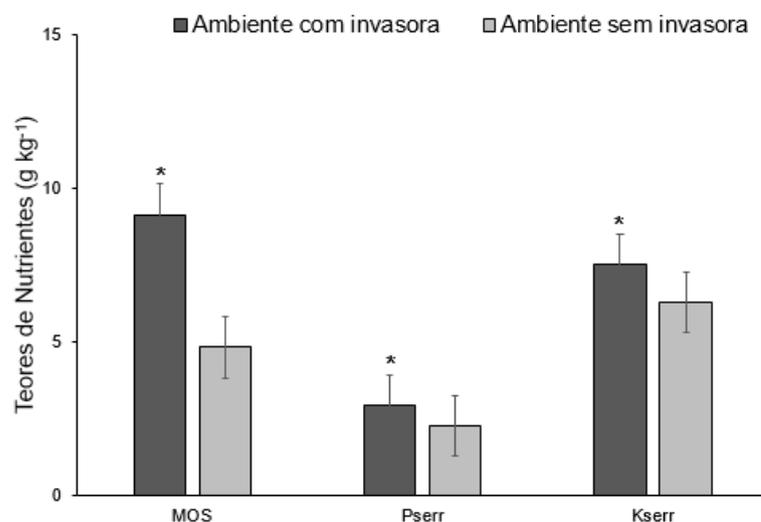


Fig. 7. Valores (média (N=32) \pm desvio padrão) da matéria orgânica do solo (MOS – g kg^{-1}), fósforo na serrapilheira (P_{serr} – g kg^{-1}) e potássio na serrapilheira (K_{serr} – g kg^{-1}) no ambientes com invasora e sem invasora (*C. madagascariensis*) em área de Caatinga, Pombal, PB. *Representam diferenças significativas pelo teste t de Student ($p < 0,05$).

No ambiente com a invasora, a redução na temperatura do solo foi em média de 8,6 °C, provavelmente deve-se ao impedimento da passagem de luz para a superfície do solo que decorre da elevada produção de ramos e biomassa seca da *C. madagascariensis*. O menor conteúdo de água no solo observado no ambiente com invasora pode ser explicado tanto pela formação de uma camada espessa com a deposição da serrapilheira da *C. madagascariensis* que interfere na infiltração de água no solo como também pela exigência de água pela invasora para realizar suas atividades fisiológicas.

Vale salientar que em ecossistemas sazonais em regiões tropicais, a decomposição da serrapilheira está diretamente relacionada com o conteúdo de água no solo, no entanto, aparentemente existe um limite para a saturação do solo, que assim como a condição de déficit hídrico reduz a velocidade de decomposição, um aumento na umidade do solo também compromete a decomposição (TERROR et al., 2011). Conforme Melo e Montenegro (2015), a variação da umidade do solo além de estar diretamente relacionada com os eventos de precipitação, também são influenciados pela granulometria dos solos. Feng et al. (2017), afirmaram que espécie exótica *Spartina alterniflora* promoveu aumento no conteúdo de água no solo em todas as profundidades estudadas (0 a 60 cm).

Os maiores teores de matéria orgânica do solo, de fósforo e potássio na serrapilheira encontrados no ambiente com a invasora *C. madagascariensis* pode ser explicado pela maior produção e deposição da serrapilheira. Essa condição é corroborada por Li et al. (2017), que avaliando a qualidade da serrapilheira da espécie invasora *Flaveria bidentis* (L.) Kuntze, observaram maiores teores no material da espécie exótica, em especial o nitrogênio, o que pode explicar a melhor qualidade e maior quantidade de serrapilheira quando comparado às espécies nativas.

Ao analisar as características físico-químicas de um Neossolo, Costa et al. (2019) e Silveira et al. (2018), obtiveram para os teores de matéria orgânica do solo cerca de 20,36 g kg⁻¹ e 10,73 g kg⁻¹, respectivamente. No entanto, os resultados destes autores estão bem acima dos valores obtidos no presente estudo para ambos os ambientes. Para os teores de nutrientes na serrapilheira, os resultados obtidos para o fósforo foram superiores quando comparados com os resultados apresentados por Alves et al. (2017), que quantificaram para o fósforo valores entre 1,1 g kg⁻¹ a 1,8 g kg⁻¹. Entretanto, o potássio quantificado pelos mesmos autores supracitados assemelhou-se aos obtidos neste estudo, com valores de 3,6 a 6,7 g kg⁻¹.

De acordo com Cipollini et al. (2012), espécies exóticas quando introduzidas em um novo ambiente são capazes de alterar quimicamente o solo, assim como comprometer os padrões da ciclagem dos nutrientes. Partindo desse pressuposto, Lana et al. (2018), ao avaliar a fertilidade do solo com presença de espécie exótica *Eucalyptus grandis* (W. Hill) observaram maiores médias para o pH do solo, e para os teores de fósforo, cálcio, magnésio, potássio, matéria orgânica e carbono no solo quando comparado ao solo em vegetação nativa.

Com a análise de componentes principais (ACP), explicou-se 89,17% da variação dos dados no primeiro componente. Observou-se similaridade dos dados como disposto pelos vetores e agrupamento dos dados (Fig.8). Percebe-se a formação de dois *clusters* pelo agrupamento dos dados, onde no ambiente com invasora *C. madagascariensis* (*cluster* I), ocorreu maior similaridade dos dados para os teores de matéria orgânica, fósforo e potássio na serrapilheira, enquanto para o ambiente sem invasora a temperatura e conteúdo de água no solo responderam com a maior variabilidade dos dados. Observa-se pelo *cluster* I que o ambiente com invasora é mais heterogêneo quando comparado ao ambiente sem invasora (*cluster* II).

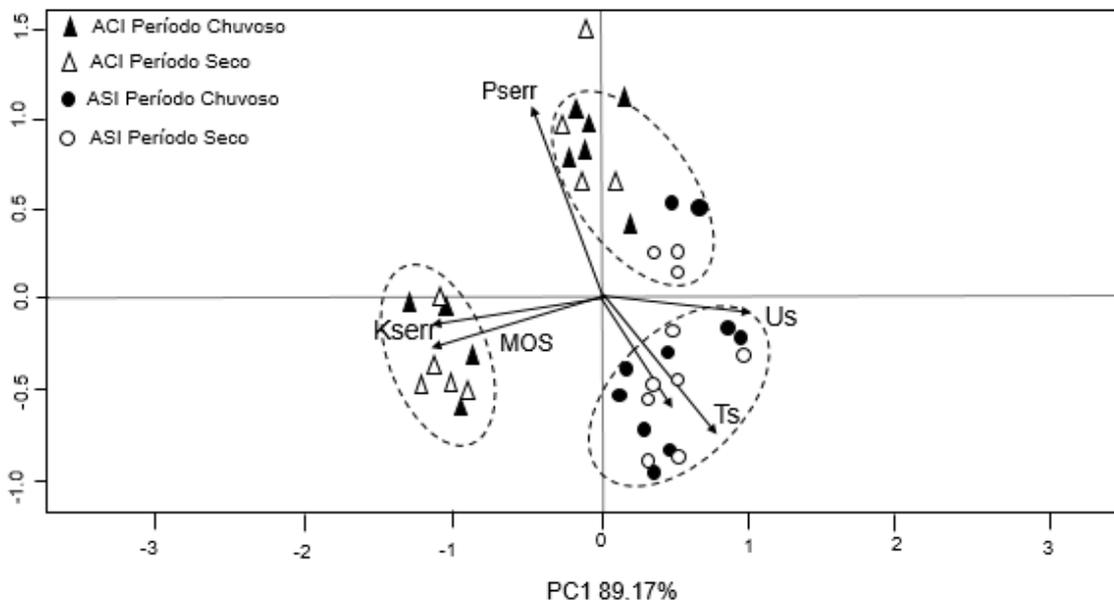


Fig. 8. Análise de componentes principais entre os atributos físicos (Ts: temperatura e Us: conteúdo de água no solo), químicos (MOS: matéria orgânica do solo, Pserr e Kser: fósforo e potássio na serrapilheira) em ambiente com invasora (*C. madagascariensis*) e sem invasora em área de Caatinga no município de Pombal, PB.

Conforme Duval et al. (2020), plantas invasoras por apresentarem composição bioquímica das folhas diferente das espécies nativas, são capazes de alterar os atributos químicos e biológicos do solo e a ciclagem dos nutrientes. Efeitos significativos de espécies exóticas também foram observados por Huangfu et al. (2019), nas propriedades químicas do solo, com redução nos teores de nitrogênio, fósforo e carbono no solo. Contudo, Feng et al. (2017), observou aumento no pH do solo e redução na densidade do solo e o teor total de fósforo em ambiente invadido pela espécie *Spartina alterniflora*.

3.3 Decomposição da Serrapilheira de *C. madagascariensis*, *M. tenuiflora* e de Espécies Associadas de Caatinga

Não foi observada diferença significativa ($p < 0,05$) para a cinética de decomposição da serrapilheira entre os ambientes (Tabela 3). O material proveniente da serrapilheira do ambiente sem invasora (*M. tenuiflora* e espécies associadas de Caatinga) resultou no tempo para decomposição estimado de 4,37 anos ($t_{0,5}=95\%$). Para a decomposição da serrapilheira do ambiente com invasora *C. madagascariensis*, o tempo estimado foi de 3,45 anos.

Tabela 3. Coeficiente de decomposição (k), e tempos médio de 50% ($t_{0,5}$) e 95% ($t_{0,05}$) para decomposição da serrapilheira acumulada de *C. madagascariensis*, de *Mimosa hostilis* e espécies associadas em área de Caatinga, no município de Pombal-PB.

Ambientes	(k)	$t_{0,5}$ (50%)	$t_{0,05}$ (95%)
	Anos		
Ambiente com invasora	1,10	0,75	3,45
Ambiente sem invasora	0,94	1,00	4,37

Apesar da taxa de decomposição da serrapilheira não apresentar efeito significativo entre os ambientes, a alta produção de biomassa e acúmulo de serrapilheira de *C. madagascariensis* na superfície do solo pode, a longo prazo, causar implicações importantes para o estabelecimento, impacto e funcionamento em ecossistema de Caatinga.

Estudo realizado por Carvalho et al., (2019) avaliando o coeficiente de decomposição (K) da serrapilheira em três espécies exóticas, *Pinus spp.*, obtiveram resultados variando de $k=0,77$ a $k=0,85$, valores inferiores aos apresentados para os ambientes com e sem invasora neste estudo. Castro et al. (2019), observaram a taxa de decomposição de uma espécie exótica muito inferior quando comparada às espécies nativas. De acordo com Andrade e Amorim (2019), valores de coeficiente de decomposição da serrapilheira inferiores à um inferem em uma decomposição mais lenta.

A decomposição mais lenta da serrapilheira de espécies exóticas e/ou invasoras pode estar relacionada a composição do matéria vegetal como também é possível que esses compostos alterem as comunidades de decompositores microbianos dos locais invadidos e, assim, diminuam a taxa de decomposição da serrapilheira (CASTRO et al., 2019). Já para o coeficiente de decomposição (k) em vegetação de Caatinga, Ferreira et al. (2018) e Andrade e Amorim (2019), estimaram valores de $k= 0,58$ e $k= 0,69$, respectivamente, resultados inferiores quando comparados com o ambiente sem a invasora neste estudo.

O tempo estimado de decomposição da serrapilheira para espécies exóticas avaliado por Carvalho et al. (2019), variou de 0,90 a 0,81 ($t_{0,5}$). De acordo com Holanda et al. (2015), a decomposição da serrapilheira está intimamente ligada a alguns fatores como: (i) ação dos organismos do solo (fator biótico); (ii) da qualidade do material que é depositado no solo e; (iii) conteúdo de água no solo que também está relacionado com a reprodução dos organismos, e todos esses processos ocorrem de forma subjetiva levando em consideração as diferentes fitofisionomias de regiões semiáridas.

Quanto ao tempo estimado ($t_{0,5}$ e $t_{0,05}$) de decomposição da serrapilheira de espécies nativas de Caatinga, os resultados corroboram com Ferreira et al. (2018), que obtiveram 1,19 e 5,17 anos para decompor 50% e 95% a serrapilheira, respectivamente. Resultados também corroborados por Andrade e Amorin (2018), que calcularam para $t_{0,5}= 1,01$ e para $t_{0,05}= 4,40$ anos, respectivamente, quando se compara ao ambiente sem presença da invasora *C. madagascariensis*. Assim, informações sobre a produção de serrapilheira de espécies exóticas, a variação na taxa de decomposição e ciclagem dos nutrientes dessas espécies em vegetação de Caatinga é um quesito pouco explorado.

Os resultados apresentados na figura 9, referem-se ao percentual remanescente de decomposição da serrapilheira de *C. madagascariensis*, *M. hostilis* e espécies associadas de Caatinga expostas às condições ambientais no período de estudo (10 meses). Percebe-se que a decomposição da serrapilheira entre os ambientes comportou-se de forma contínua, como exposto pela inflexão da curva ilustrada na figura.

O maior percentual remanescente de decomposição da serrapilheira foi registrada no primeiro ciclo (60 dias), em que foi possível verificar uma redução de 46,8% do material (23,4 g) da espécie invasora, enquanto a biomassa da vegetação nativa reduziu cerca de 44,6% (22,3 g) em relação ao conteúdo inicial das bolsas de decomposição (50g).

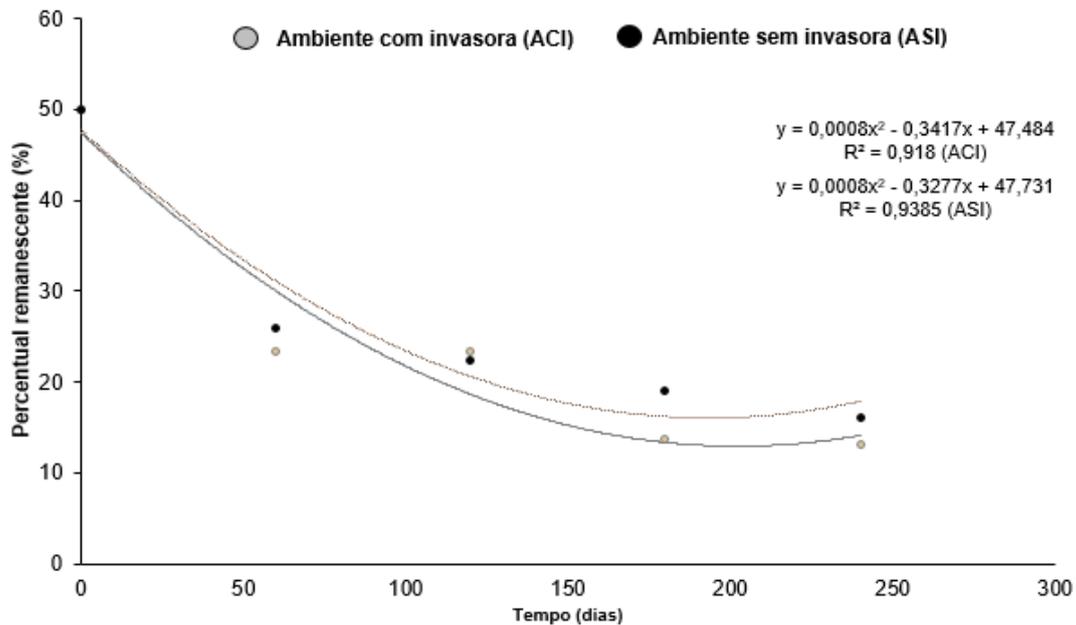


Fig. 9. Percentual remanescente (%) da serrapilheira de *C. madagascariensis*, *M. tenuiflora* e de espécies associadas de Caatinga decomposta em função do tempo, Pombal, PB.

Avaliando o remanescente total de decomposição da serrapilheira, a biomassa proveniente do ambiente com invasora *C. madagascariensis* ficou acima de 74,00%, e a serrapilheira da *M. tenuiflora* e espécies associadas com 82,5% após o período de 120 dias, respectivamente. Possivelmente, esses resultados observados nos primeiros meses de avaliação devem-se ao fato que inicialmente ocorre a degradação dos compostos menos recalcitrantes dos resíduos vegetais, assim como também a sazonalidade tem influência direta na decomposição, sabendo-se que após a estação

chuvosa, o maior conteúdo de água no solo, a oferta de alimento e temperatura do solo promovem condições favoráveis à atividade dos organismos decompositores.

Essas duas condições podem ser aplicadas neste estudo, em virtude da classe de solo predominante na área de estudo, os Neossolos Flúvicos, apresentarem baixa capacidade de retenção de umidade, fato que está de acordo com Rossiter-Rachor et al. (2017), ao observarem no final da estação chuvosa, que apenas 30% da serrapilheira nas parcelas invadidas havia sido decomposta em comparação com 61% das nativas. Em contrapartida, Pinto et al. (2016), quantificaram os percentuais remanescentes da serrapilheira da espécie exótica *Eucalyptus urophylla* S. T. Blake, no Sudoeste da Bahia em cerca de 14% e 7% ao 30 e dias 60 dias, e para a serrapilheira da vegetação nativa os percentuais remanescentes foram 15% e 12% aos 30 e 180 dias, respectivamente.

Em hipótese formulada por Elgersma et al. (2013), como efeitos no ecossistema, espécies exóticas podem: (i) selecionar uma comunidade de decompositores que acelerem a decomposição da serrapilheira e, (ii) aumentar a disponibilidade dos nutrientes no solo melhorando a fertilidade natural, promovendo condições adequadas para seu estabelecimento. Partindo desse pressuposto, o menor percentual remanescente da serrapilheira da *C. madagascariensis* (74,00%) pode estar associado à uma seleção na comunidade de organismos decompositores que resultou na maior taxa de decomposição dos seus resíduos quando comparado ao percentual remanescente das espécies nativas (82,5%). Outra condição para este resultado pode estar relacionado também com a presença de umidade no solo e uma maior predominância de substâncias e compostos orgânicos mais lábeis.

Conforme Duval et al. (2020), supõe-se que a serrapilheira de espécies invasoras é capaz de se decompor em uma menor faixa de tempo acelerando a ciclagem dos nutrientes, em especial o nitrogênio, quando relacionado à decomposição dos resíduos pelas espécies nativas, o que confere às espécies invasoras um feedback positivo nas inter-relações solo-microrganismos facilitando seu estabelecimento. Com tudo, é necessário estudos a longo prazo para obter resultados mais completos a respeito da decomposição da serrapilheira de *C. madagascariensis* em área de Caatinga. Diante disso, tratando-se dos riscos provocados pela invasão biológica em Caatinga, é notória a escassez de informações científicas, até mesmo sobre abordagens mais básicas como produtividade de biomassa seca, e não obstante a gravidade do problema, em particular a espécie alvo deste estudo.

4 CONCLUSÕES

- *Cryptostegia madagascariensis* produziu maiores quantidades de serrapilheira inclusive no período de maior déficit hídrico da região semiárida.
- A decomposição da serrapilheira produzida por *Cryptostegia madagascariensis* indicou, previamente ser um processo mais rápido quando comparada às espécies nativas de Caatinga.
- A espécie invasora provocou alterações nos atributos físicos, reduziu a temperatura e o conteúdo de água no solo, e nos atributos químicos elevou os teores de matéria orgânica do solo e de fósforo e potássio na serrapilheira.

REFERÊNCIAS

- ALVES, A.R.; FERREIRA, R.L.C.; SILVA, J.A.A.; DUBEUX JÚNIOR, J.C.B.; OSAJIMA, J.A.; HOLANDA, A.C. Conteúdo de nutrientes na biomassa e eficiência nutricional em espécies da Caatinga. **Ciência Florestal**, v. 27, n. 2, p. 377-390, 2017. Disponível em: <[https:// doi.org/10.5902/1980509827686](https://doi.org/10.5902/1980509827686)>. Acesso em: 20 mar. 2023
- ANDRADE, L. A. **Plantas invasoras: Espécies Vegetais Exóticas Invasoras da Caatinga e Ecossistemas Associados**. 100p. Areia-PB: UFPB/CCA, 2013.
- ANDRADE, F.A.F.; AMORIN, L.B. Deposição, estoque e decomposição de serrapilheira em ecótono Caatinga-Cerrado em Oeiras, PI. **Revista Somma**, v.4, n.02, p.102-114, 2019. Disponível em: <[http:// ojs.ifpi.edu.br/revistas/index.php/somma/article/view/211/224](http://ojs.ifpi.edu.br/revistas/index.php/somma/article/view/211/224)>. Acesso em 20 mar. 2023
- BRASIL, J.B.; ANDRADE, E.M.; AQUINO, D.N.; PEREIRA JÚNIOR, L.R. Sazonalidade na produção de serrapilheira em dois manejos no semiárido tropical. **Journal of Environmental Analysis and Progress**, v.02, n.03, p.167-176, 2017. Disponível em: <[https:// doi.org/10.24221/jeap.2.3.2017.1335.167-176](https://doi.org/10.24221/jeap.2.3.2017.1335.167-176)>. Acesso em: 20 mar. 2023
- CARVALHO, F.F.; BARRETO-GARCIA, P.A.B.; ARAGÃO, M.A.; VIRGENS, A.P. Litterfall and litter deposition in *Pinus* and native forest. **Floresta e Ambiente**, v.26, n.3, e20170165, 2019. Disponível em: <[https:// doi.org/10.1590/2179-8087.016517](https://doi.org/10.1590/2179-8087.016517)>. Acesso em: 12 fev. 2023
- CASTRO, W.A.C.; ALMEIDA, R.V.; XAVIER, R.O.; BIANCHINI, I.; MOYA, H.; MATOS, D.M.S. Litter accumulation and biomass dynamics in riparian zones in tropical South America of the Asian invasive plant *Hedygium coronarium* J. König (Zingiberaceae). **Plant Ecology & Diversity**, v.13, n.01, p.47-59, 2019. Disponível em: <[https:// doi.org/10.1080/17550874.2019.1673496](https://doi.org/10.1080/17550874.2019.1673496)>. Acesso em: 12 fev. 2023
- CHEN, X.; HAO, B.; JING, X.; HE, J.; MA, W.; ZHU, B. Minor responses of soil microbial biomass, community structure and enzyme activities to nitrogen and phosphorus addition in three grassland ecosystems. **Plant Soil**, v.444, p.21-37, 2019. Disponível em: <[https:// doi.org/10.1007/s11104-019-04250-3](https://doi.org/10.1007/s11104-019-04250-3)>. Acesso em: 20 mar. 2023

CIPOLLINI, D.; RIGSBY, C.M.; BARTO, E.K. Microbes as targets and mediators of allelopathy in plants. **Journal of chemical ecology**, v.38, p.714-727, 2012. Disponível em: <[https:// doi.org/10.1007/s10886-012-0133-7](https://doi.org/10.1007/s10886-012-0133-7)>. Acesso em: 20 mar. 2023

COSTA, W.A.J.M.; ATAPATTU, A.M.L.K. Decomposition and nutrient loss from prunings of different contour hedgerow species in tea plantations in the sloping highlands of Sri Lanka. **Agroforestry Systems**, v.51, n.3, p.201-211, 2001. Disponível em: <[https:// doi.org/10.1023/A:1010772209966](https://doi.org/10.1023/A:1010772209966)>. Acesso em: 20 mar. 2023

COSTA, C.R.G.; FRAGA, V.S.; LAMBAIS, G.R.; SOARES, K.O.; SUDDARTH, S.R.P.; MEDEIROS, S.S. Chemical and physical quality of the Entisol in a natural regeneration área in the semiarid region of Paraíba. **Journal of Experimental Agriculture International**, v.35, n.02, p.1-7, 2019. Disponível em: <[https:// doi.org/10.9734/jeai/2019/v35i230202](https://doi.org/10.9734/jeai/2019/v35i230202)>. Acesso em: 20 mar. 2023

DONNAGEMA, G.K.; CAMPOS, D.V.B.; CALDERANO, S.B.; TEIXEIRA, W.G.; VIANA, J.H.M. **Manual de métodos de análise de solos**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2011. 230 p.

DUVAL, B.D.; CURTSINGER, H.D.; HANDS, A.; MARTIN, J.; McLAREN, J.; CADOL, D.D. Greenhouse gas emissions and extracelular enzyme activity variability during decomposition of native versus invasive riparian tree litter. **Plant Ecology**, v.221, p.177-189, 2020. Disponível em: <[https:// doi.org/10.1007/s11258-020-01003-6](https://doi.org/10.1007/s11258-020-01003-6)>. Acesso em: 20 mar. 2023

ELGERSMA, K.J.; YU S, V.O.R.T.; EHRENFEL, J.G. Microbial-mediated feedbacks of leaf litter on invasive plant growth and interspecific competition. **Plant Soil**, v.356, p.341-355, 2013. Disponível em: <[https:// doi.org/10.1007/s11104-011-1117-z](https://doi.org/10.1007/s11104-011-1117-z)>. Acesso em: 20 mar. 2023

EMBRAPA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 2. ed. Rio de Janeiro, 2006. 212 p.

FENG, J.; ZHOU, J.; WANG, L.; CUI, X.; NING, C.; WU, H.; ZHU, X.; LIN, G. Effects of short-term invasion of *Spartina alterniflora* and the subsequent restoration of native mangroves on the soil organic carbon, nitrogen and phosphorus stock. **Chemosphere**, v.184, p.774-783, 2017. Disponível em: <[https:// doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.06.060](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.06.060)>. Acesso em: 20 mar. 2023

FERREIRA, C.D.; SOUTO, J.S.; SOUTO, P.C.; SALES, F.C.V.; BARROSO, R.F.; SOUZA JÚNIOR, C.M.P. Deposição, acúmulo e decomposição de serrapilheira em área preservada de Caatinga. **Revista Agrarian**, v.12, n.44, p.174-181, 2018. Disponível em: <[https:// doi.org/10.30612/agrarian.v12i44.8212](https://doi.org/10.30612/agrarian.v12i44.8212)>. Acesso em: 20 mar. 2023

GE, T.; LUO, Y.; HE, X. Quantitative and mechanistic insights into the key process in the rhizodeposited carbon stabilization, transformation and utilization of carbon, nitrogen and phosphorus in paddy soil. **Plant Soil**, v.445, p.1-5, 2019. Disponível em: <[https:// doi.org/10.1007/s11104-019-04347-9](https://doi.org/10.1007/s11104-019-04347-9)>. Acesso em: 20 mar. 2023

HENRIQUES, I.G.N.; SOUTO, J.S.; SOUTO, P.C.; SANTOS, W.S.; HENRIQUES, I.G.N.; LIMA, T.S. A. Acúmulo, deposição e decomposição de serrapilheira sob a dinâmica vegetal da Caatinga em Umidade de Conservação. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v.11, n.1, p.84-89, 2016. Disponível em: <[https:// doi.org/10.18378/rvads.v11i1.4523](https://doi.org/10.18378/rvads.v11i1.4523)>. Acesso em: 20 mar. 2023

HOLANDA, A.C.; FELICIANO, A.L.P.; MARANGON, L.C.; FREIRE, F.J.; HOLANDA, E.M. Decomposição da serapilheira foliar e respiração edáfica em um remanescente de caatinga na Paraíba. **Revista Árvore**, v.39, n.2, p.245-254, 2015. Disponível em: <[https:// doi.org/10.1590/0100-67622015000200004](https://doi.org/10.1590/0100-67622015000200004)>. Acesso em: 12 fev. 2023

HOLANDA, A.C.; FELICIANO, A.L.P.; FREIRE, F.J.; SOUSA, F.Q.; FREIRE, S.R.O.; ALVES, A.R. Aporte de serapilheira e nutrientes em uma área de caatinga. **Ciência Florestal**, v.27, n.2, p.621-633, 2017. Disponível em: <[https:// doi.org/10.5902/1980509827747](https://doi.org/10.5902/1980509827747)>. Acesso em: 12 fev. 2023

HUANGFU, C.; HUI, D.; QI, X.; LI, K. Plant interations modulate root litter decomposition and negative plant-soil feedback with na invasive plant. **Plant Soil**, v.437, p.179-194, 2019. Disponível em: <[https:// doi.org/10.1007/s11104-019-03973-7](https://doi.org/10.1007/s11104-019-03973-7)>. Acesso em: 12 fev. 2023

IBGE. **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística**. (2012). Disponível em <<https://www.ibge.gov.br/>>. Acessado em 20 de setembro de 2020.

IMPASTATO, C.J.; CARRINGTON, M.E. Effect of plant species and soil history on root morfology, arbuscular mycorrhizal colonization of roots and biomass in four tallgrass prairie species. **Plant Ecology**, v.221, p.117-124, 2020. Disponível em: <[https:// doi.org/10.1007/s11258-019-00997-y](https://doi.org/10.1007/s11258-019-00997-y)>. Acesso em: 11 fev. 2023

JENNY, H.; GESSEL, S. P.; BINGHAM, T. Comparative study of decomposition rates of organic matter in temperate and tropical regions. **Soil Science**, v. 68, p. 419-432, 1949. Disponível em: <[https:// doi.org/10.1097/00010694-200606001-00017](https://doi.org/10.1097/00010694-200606001-00017)>. Acesso em: 11 fev. 2023

KLACKENBERG, J. Revision of the genus *Cryptostegia* R. Br. (Apocynaceae, Periplocoideae). **Adansonia**, v. 23, n. 2, 2001. Disponível em: <[https:// sciencepress.mnhn.fr/sites/default/files/articles/pdf/a2001n2a3.pdf](https://sciencepress.mnhn.fr/sites/default/files/articles/pdf/a2001n2a3.pdf)>. Acesso em: 12 fev. 2023

LANA, A.M.Q.; LANA, R.M.Q.; LEMES, REIS, G.L.; MOREIRA, G.H.F.A. Influence of native or exotic trees on soil fertility in decades of silvopastoral system at the Brazilian savannah biome. **Agroforest System**, v.92, p.415-424, 2018. Disponível em: <[https:// doi.org/10.1007/s10457-016-9998-8](https://doi.org/10.1007/s10457-016-9998-8)>. Acesso em: 12 fev. 2023

LI, H.Y.; WEI, Z.S.; HUANGFU, C.H.; CHEN, X.W.; YANG, D.L. Litter mixture dominated by leaf litter of the invasive species, *Flaveria bidentis*, accelerates decomposition and favors nitrogen release. **Journal of Plant Research**, v.130, p.167–180, 2017. Disponível em: <[https:// doi.org/10.1007/s10265-016-0881-5](https://doi.org/10.1007/s10265-016-0881-5)>. Acesso em: 12 fev. 2023

LUNA, R.G.; ANDRADE, A.P.; SOUTO, J.S.; LUNA, J.G. Deposição de serrapilheira em áreas de Caatinga sob diferentes densidades de caprinos. **Gaia Scientia**, v.11, n.1, p171-193, 2017. Disponível em: <[https:// doi.org/10.22478/ufpb.1981-1268.2017v11n1.30113](https://doi.org/10.22478/ufpb.1981-1268.2017v11n1.30113)>. Acesso em: 12 fev. 2023

MELO, R.O.; MONTENEGRO, A.A.A. Dinâmica temporal da umidade do solo em uma bacia hidrográfica no semiárido pernambucano. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.20, n.2, p.430-441, 2015. Disponível em: <[https:// abrh.s3.amazonaws.com/Sumarios/157/3a19b06d8c0c6b8a64f54a5ee62c5e35_7dcf6adc7e0871dd6a4cc4cdbc86a424.pdf](https://abrh.s3.amazonaws.com/Sumarios/157/3a19b06d8c0c6b8a64f54a5ee62c5e35_7dcf6adc7e0871dd6a4cc4cdbc86a424.pdf)>. Acesso em: 20 mar. 2023

MOURA, M.M.S.; COSTA, G.B.R.; PALÁCIO, H.A.Q.; ARAÚJO NETO, J.R.; BRASIL, J.B. Produção de serrapilheira e suas frações em área da Caatinga no Semiárido Tropical. **Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade**, v.3, n.5, p.199-208, 2016. Disponível em: <[http:// dx.doi.org/10.21438/rbgas.030509](http://dx.doi.org/10.21438/rbgas.030509)>. Acesso em: 20 mar. 2023

PINTO, H.C.A.; BARRETO, P.A.B.; GAMA-RODRIGUES, E.F.; OLIVEIRA, F.G.R.B.; PAULA, A.; AMARAL, A.R. Decomposição da serrapilheira foliar de floresta nativa e plantios de *Pterogyne nitens* e *Eucalyptus urophylla* no sudoeste da Bahia. **Ciência**

Florestal, v.26, n.4, p.1141-1153, 2016. Disponível em: <<https://doi.org/10.5902/1980509825105>>. Acesso em: 20 mar. 2023

R CORE TEAM, 2018. **R: A Language and Environment for Statistical Computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>

ROSSITER-RACHOR, N.A.; SETTERFIELD, S.A.; HUTLEY, L.B.; McMASTER, D.; SCHIMIDT, S.; DOUGLAS, M.M. Invasive *Andropogon gayanus* (Gamba grass) alters litter decomposition and nitrogen fluxes in an Australian tropical savanna. **Scientific Reports**, v.7, 11705, 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1038/s41598-017-08893-z>>. Acesso em: 20 mar. 2023

SILVA, V.N.; SOUTO, L.S.; DUTRA FILHO, J.A.; SOUZA, T.M.A.; BORGES, C.H.A. Deposição de serapilheira em uma área de Caatinga preservada no semiárido da Paraíba, Brasil. **Revista Verde**, v.10, n.2, p.21-25, 2015. Disponível em: <<https://doi.org/10.18378/rvads.v10i2.3409>>. Acesso em: 20 mar. 2023

SILVA, D. F. G. **Estudo da espécie exótica invasora *Cytisus scoparius* L. na ilha da madeira e formas de controle**. Vila Real: Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro. 2015. 111f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal). 2015.

SILVEIRA, R.M.F.; VASCONCELOS, A.M.; SÁ J.R.; RIBEIRO, M.C.S.; VIEIRA, E.F.; GONÇALVES, M.A.; FERREIRA, J.B. Atributos químicos de um Neossolo Flúvico cultivado com capim elefante (*Pennisetum purpureum* Schum) no município de Bela Cruz. **Agropecuária Científica no Semiárido**, v.14, n.4, p.325-330, 2018. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.30969/acsa.v14i4.1049>>. Acesso em: 20 mar. 2023

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, n.1, p.39-45, 2016. Disponível em: <<https://doi.org/10.5039/agraria.v11i1a5357>>. Acesso em: 20 mar. 2023

SOUSA, L.A.; GUIMARÃES, L.L.; REIS, A.T.; COSTA, I.S.C.; ARAÚJO, J.P.; DIAS, F.Y.E.C.; MONTEIRO, C.C.; BONILLA, O.H. Crescimento da fito invasora *Cryptostegia madagascariensis* submetida a estresse salino. **Anais... CONICBIO/II CONABIO/VI SIMCBIO (v.2) Recife - PE - Brasil**, 2013. Disponível em: <<http://www.unicap.br/simcbio/wp-content/uploads/2014/09/CRESCIMENTO-DA-FITO-INVASORA-Cryptostegia-madagascariensis-SUBMETIDA-A-ESTRESSE-SALINO.pdf>>. Acesso em: 20 mar. 2023

SOUZA, B.V.; SOUTO, J.S.; SOUTO, P.C.; SALES, F.C.V.; GUERRINI, I.A. Avaliação da sazonalidade da deposição de serapilheira em área de preservação da Caatinga na Paraíba, Brasil. **ACSA**, v.12, n.3, p.325-331, 2016a. Disponível em: <[http:// dx.doi.org/10.30969/acsa.v12i3.865](http://dx.doi.org/10.30969/acsa.v12i3.865)>. Acesso em: 20 mar. 2023

SOUZA, T.A.F.; RODRIGUEZ-ECHEVERRÍA, S.; ANDRADE, L.A.; FREITAS, E. Could biological invasion by *Cryptostegia madagascariensis* alter the composition of the arbuscular mycorrhizal fungal community in semi-arid Brazil? **Acta Botanica Brasilica**, v.30, n.1, p.93-101, 2016b. Disponível em: <[https:// doi.org/10.1590/0102-33062015abb0190](https://doi.org/10.1590/0102-33062015abb0190)>. Acesso em: 20 mar. 2023

TEIXEIRA, P.C.; DONAGEMMA, G.K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W.G. **Manual de métodos de análise do solo**. (3ª ed.) Embrapa Solos, Brasília. 2017. 574p. Disponível em: <[https:// www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1085209/manual-de-metodos-de-analise-de-solo](https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1085209/manual-de-metodos-de-analise-de-solo)>. Acesso em: 20 mar. 2023

TERROR, V.L.; SOUSA, H.C.; KOSOVITS, A.R. Produção, decomposição e qualidade nutricional da serapilheira foliar em uma floresta paludosa de altitude. **Acta Botanica Brasilica**, v.25, n.1, p.113-121, 2011. Disponível em: <[https:// doi.org/10.1590/S0102-33062011000100014](https://doi.org/10.1590/S0102-33062011000100014)>. Acesso em: 20 mar. 2023

TESFAYE, M.A.; GARDI, O.; ANBESSA, T.B.; BLASER, J. Aboveground biomass, growth and yield for some selected introduced tree species, namely *Cupressus lusitanica*, *Eucalyptus saligna* and *Pinus patula* in Central highlands of Ethiopia. **Journal of Ecology and Environment**, v.44, n.3, 2020. Disponível em: <[https:// doi.org/10.1186/s41610-019-0146-z](https://doi.org/10.1186/s41610-019-0146-z)>. Acesso em: 20 mar. 2023

THOMAS, R.J.; ASAKAWA, N.M. Decomposition of leaf litter from tropical forage grasses and legumes. **Soil Biology and Biochemistry**, v.23, p.1351-1361, 1993. Disponível em: <[https:// doi.org/10.1016/0038-0717\(93\)90050-L](https://doi.org/10.1016/0038-0717(93)90050-L)>. Acesso em: 12 mar. 2023

UMA, M.; SARAVANAN, T.S.; RAJENDRAN, E.K. Growth, litterfall and litter decomposition of *Casuarina equisetifolia* in a semiarid zone. **Journal of Tropical Forest Science**, v. 26, n.1 p. 125-133, 2014. Disponível em: <[https:// www.jstor.org/stable/23617021](https://www.jstor.org/stable/23617021)>. Acesso em: 12 mar. 2023

WARDLE, D.A.; PELTZER, D.A. Impacts of invasive biota in forest ecosystems in an aboveground–belowground context. **Biological Invasions**, v.19, p.3301-3316, 2017. Disponível em: <[https:// doi.org/10.1007/s10530-017-1372-x](https://doi.org/10.1007/s10530-017-1372-x)>. Acesso em: 12 mar. 2023

CAPÍTULO II

**DIVERSIDADE DA MACROFAUNA EDÁFICA EM ÁREA DE CAATINGA
INVADIDA POR *Cryptostegia madagascariensis* Bojer ex Decne**

RESUMO

Os invertebrados do solo participam diretamente da manutenção e do equilíbrio nos ecossistemas através de suas múltiplas funções, mas alguns fatores podem interferir diretamente em sua composição, abundância e diversidade, a exemplo da invasão biológica por plantas exóticas. Uma crescente ameaça ao Bioma Caatinga é a espécie exótica *Cryptostegia madagascariensis* que tem causados sérios impactos na regeneração natural, no banco de sementes do solo e na diversidade de espécies nativas. Objetivou-se avaliar os efeitos da espécie exótica *C. madagascariensis* na riqueza e na diversidade da macrofauna edáfica em gradiente espacial e em função da sazonalidade em um fragmento de Caatinga no semiárido paraibano. Foram selecionados dois ambientes distintos e adjacentes. Um ambiente de vegetação de Caatinga com presença de maciços populacionais da espécie invasora *C. madagascariensis* (ambiente com invasora) e um ambiente de vegetação de Caatinga (ambiente sem invasora). Para cada ambiente foram estabelecidos quatro transectos de 15 m de comprimento. Em cada transecto foram distribuídos: quatro armadilhas do tipo "Provid" e coletadas quatro amostras de solo abaixo e fora da copa das espécies (ambiente com invasora e sem invasora). Para análise dos dados foi utilizado um Delineamento Inteiramente Casualizado em esquema fatorial: duas distâncias (0 e 15 m) x dois ambientes (com e sem invasora) x dois períodos (seco e chuvoso), com duas armadilhas por distância, totalizando 16 amostras da macrofauna por ambiente estudado ($n=32$ armadilhas para os ambientes). As armadilhas "Provid" permaneceram no campo durante 72 horas. Os espécimes da macrofauna foram classificados através de lupa binocular, quantificados e reunidos no grupo taxonômico Ordem e em grupos-funcionais. Foi empregado o teste de Shapiro-Wealk para verificar a normalidade dos dados, e a ANOVA "two-way" para avaliar as diferenças significativas entre os ambientes e os períodos de avaliação, pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). Para comparar a similaridade entre os ambientes e os períodos foi utilizado o teste de Bonferroni ($p < 0,05$). Para avaliar as similaridades existentes entre a comunidade da biota edáfica foi realizada a análise de escalamento multidimensional não-métrico (NMDS). Após análise dos dados, foram calculadas a frequência de ocorrência, a riqueza (S), o Índice de diversidade de Shannon (H) e o Índice de dominância de Simpson (C). Observaram-se efeitos do ambiente com invasora *C. madagascariensis* na comunidade da macrofauna. A presença da *C. madagascariensis* provocou aumento na frequência de ocorrência das Ordens Araneae, Hymenoptera, Coleoptera, Diptera e Orthoptera, em contrapartida causou redução na diversidade de Ordens e nos grupos-funcionais da macrofauna em área de Caatinga. Conclui-se que a macrofauna mostrou-se sensível a presença da espécie *C. madagascariensis* em área de Caatinga.

Palavras-chave: Invertebrados do solo; grupos-funcionais; espécies exóticas.

ABSTRACT

Soil invertebrates participate directly in maintaining and balancing ecosystems through their multiple functions, but some factors can directly interfere with their composition, abundance and diversity, such as biological invasion by exotic plants. A growing threat to the Caatinga Biome is the exotic species *Cryptostegia madagascariensis*, which has caused serious impacts on natural regeneration, on the soil seed bank and on the diversity of native species. The objective was to evaluate the effects of the exotic species *C. madagascariensis* on the richness and diversity of the edaphic macrofauna in a spatial gradient and as a function of seasonality in a fragment of Caatinga in the semi-arid region of Paraíba. Two distinct and adjacent environments were selected. An environment of Caatinga vegetation with the presence of population masses of the invasive species *C. madagascariensis* (environment with invasive) and an environment of Caatinga vegetation (environment without invasive). For each environment, four 15 m long transects were established. In each transect, four "Provid" traps were distributed and four soil samples were collected below and outside the species canopy (environment with and without invader). For data analysis, a completely randomized design was used in a factorial scheme: two distances (0 and 15 m) x two environments (with and without invader) x two periods (dry and rainy), with two traps by distance, totaling 16 samples of the distance macrofauna by studied environment (n = 32 traps for the environments). The "Provid" traps remained in the field for 72 hours. The macrofauna specimens were classified using a binocular magnifying glass, quantified and grouped into the taxonomic group Order and into functional groups. The Shapiro-Wealk test was used to verify the normality of the data, and the two-way ANOVA to assess the significant differences between the environments and the evaluation periods, using the Tukey test ($p < 0.05$). To compare the similarity between environments and periods, the Bonferroni test was used ($p < 0.05$). To evaluate the similarities between the edaphic biota community, a non-metric multidimensional scaling analysis (NMDS) was performed. After data analysis, the frequency of occurrence, wealth (S), Shannon's diversity index (H) and Simpson's dominance index (C) were calculated. Effects of the environment with invasive *C. madagascariensis* were observed in the macrofauna community. The presence of *C. madagascariensis* caused an increase in the frequency of occurrence of the Orders Araneae, Hymenoptera, Coleoptera, Diptera and Orthoptera, on the other hand caused a reduction in the diversity of Orders and in the functional groups of the macrofauna in the Caatinga area. It was concluded that the macrofauna was sensitive to the presence of the species *C. madagascariensis* in the Caatinga area.

Keywords: Soil invertebrate; functional groups; exotic species.

1 INTRODUÇÃO

Uma crescente ameaça à diversidade dos ecossistemas globais é a introdução de espécies exóticas invasoras, que tem se espalhado com rapidez e gerado grande pressão na manutenção dos ecossistemas globais (van KLEUNEN et al., 2015). Espécies invasoras podem causar sérios danos ecológicos como o comprometimento da diversidade e as alterações nos processos ecossistêmicos (SCHIRMEL et al., 2016), e econômicos, que a curto ou longo prazo pode comprometer os meios de subsistência da população (DOBERT et al., 2018).

As interferências causadas pelas espécies exóticas podem ir mais além, uma vez que se a composição da planta também sofrer alterações, isso implicará diretamente na comunidade herbívora, ou seja, a quantidade e/ou qualidade dos hospedeiros vegetais pode ser comprometida. Em consequência desses fatores, mudanças na estrutura do habitat, no microambiente e nas propriedades dos resíduos orgânicos depositados na superfície do solo podem interferir de forma direta na abundância, na distribuição das espécies e nas interações tróficas do ecossistema invadido (RICCIARDI et al., 2017).

Em pesquisas mais recentes têm-se voltado a atenção para explicar as inter-relações solo-planta e, esse novo foco tem refletido em estudos que buscam esclarecer como a biota edáfica pode influenciar nos processos de invasão biológica (DAWSON; SCHRAMA, 2016). Desse modo, alguns parâmetros como estudo de populações, composição, riqueza e abundância de espécies podem subsidiar informações importantes como indicadores de alterações na diversidade da fauna entre ecossistemas invadidos e naturais (KUMSCHICK et al., 2015). Esses organismos do solo desempenham funções de grande importância para os ecossistemas, a exemplo da fragmentação, movimentação e deposição dos resíduos orgânicos na superfície do solo (BEDANO et al., 2016). Também contribuem incorporando a matéria orgânica na fração mineral do solo (NEHER; WEICHT; BARBERCHECK, 2012), além de contribuir com o controle biológico através da regulação das populações microbianas e mobilização de nutrientes (ROY et al., 2011).

Na Caatinga, a espécie invasora *Cryptostegia madagascariensis* Bojer ex Decne., tem ganhado foco (ANDRADE, 2013). Sua dispersão na região Nordeste do Brasil ocorreu principalmente entre os estados do Ceará, Maranhão e Pernambuco (SOUSA et al., 2016), e mais recentemente foi identificada sua presença na Paraíba

em área de mata ciliar no sertão do estado (LUCENA et al., 2018). Uma das características que explica o potencial de invasão desta espécie deve-se a sua fácil adaptação aos mais variados ambientes, inclusive em áreas alagáveis, que após a invasão cria um ambiente adverso reduzindo a disponibilidade de água e luz para as espécies nativas (SOUSA et al., 2017).

Com a ausência de registros oficiais quanto as interferências causadas pela invasão biológica nas comunidades edáficas (macrofauna) em área de Caatinga, despertou-se o interesse e a real necessidade em analisar os efeitos da espécie invasora *C. madagascariensis* quanto a diversidade e riqueza na macrofauna do solo.

Desta forma, esta pesquisa busca responder as seguintes hipóteses: (I) a espécie invasora *C. madagascariensis* estimula uma seleção natural da macrofauna, alterando índices ecológicos (abundância, riqueza ou diversidade de espécies) em vegetação de Caatinga promovendo seu sucesso invasivo e; (II) a espécie invasora *C. madagascariensis* provoca efeitos em determinados grupos-funcionais da macrofauna buscando beneficiar-se e adaptar-se no novo ambiente comprometendo as inter-relações entre as cadeias tróficas (solo-planta-organismos).

Assim, este estudo objetivou avaliar os efeitos da espécie exótica invasora *Cryptostegia madagascariensis* na riqueza e na diversidade da macrofauna em gradiente espacial e em função da sazonalidade em um fragmento de Caatinga no semiárido paraibano.

2 MATERIAL E METÓDOS

2.1 Localização das Áreas de Estudo

A pesquisa foi realizada em condições de campo no período de fevereiro de 2017 a outubro de 2018 na Mesorregião do Sertão paraibano no município de Pombal-PB. A vegetação típica da área experimental é do tipo Savana Estépica Florestada (Caatinga), contendo trechos de Floresta Estacional Decidual (IBGE, 2012), e o solo classificado como Neossolo Flúvico (EMBRAPA, 2006).

Foram selecionados dois ambientes distintos e adjacentes. Um ambiente de vegetação de Caatinga com presença de maciços populacionais da espécie invasora *C. madagascariensis* (ambiente com invasora) e um ambiente de vegetação de Caatinga (ambiente sem invasora). A seleção dos ambientes amostrais ocorreu por meio de estudo preliminar, observando um gradiente visual de indivíduos arbóreos adultos para os dois ambientes. Para o ambiente de Caatinga sem a presença da invasora identificou-se indivíduos arbóreos adultos e que apresentavam maior frequência de ocorrência, como a espécie nativa *Mimosa tenuiflora* ((Wild) Poir.), e para o ambiente de Caatinga com presença da invasora *C. madagascariensis*, selecionou-se indivíduos que estavam totalmente recobertos pela invasora (Fig.1).



Fig. 1. Aspecto geral da vegetação na área experimental, ambiente com presença de *Cryptostegia madagascariensis* (A) e ambiente com vegetação nativa (B). Fonte: Lucena (2021).

A caracterização geográfica dos ambientes de estudo está disposta na Tabela 1, cujo nome das espécies padrão para cada ambiente constam em negrito.

Tabela 1. Descrição dos ambientes de estudo (IBGE, 2012; EMBRAPA, 2006)

Descrição dos Ambientes de Estudo	
Área da Propriedade	143 hectares
Coordenadas Geográficas	6°47'34.1" S e 37°49'10.7" W
Altitude	183 metros
Solo	Neossolo Fúlvico
Vegetação	Savana Estépica Florestada
Relevo	Suave ondulado
Clima	28°C, BSh (semiárido e quente)
Precipitação	963,07 mm
Caracterização do Componente Florístico	
Ambiente com invasora	Ambiente sem invasora
<i>Cryptostegia madagascariensis</i>	<i>Aspidosperma pyriformium</i> Mart. & Zucc
<i>Calotropis procera</i> Ait.	<i>Croton sonderianus</i> Muell. Arg
<i>Jatropha mollissima</i> L.	<i>Cereus jamacaru</i> P. DC.
<i>Licania rigida</i> Benth	<i>Jatropha mollissima</i> L.
<i>Mimosa teinuiflora</i> (Wild) Poir.)	<i>Melocactus zehntneri</i> (Britton & Rose) Luetzelburg
<i>Prosopis juliflora</i> (Sw.) DC.	<i>Mimosa teinuiflora</i> (Wild) Poir.)
<i>Urtica dioica</i> L.	<i>Poincianella pyramidalis</i> (Tul.) L. P. Queiroz
	<i>Urtica dioica</i> L.
	<i>Sarcomphalus joazeiro</i> (Mart.) Hauenschild (N)

2.2 Características Climáticas da Área Experimental

A precipitação total registrada no primeiro ciclo (ano de 2017) foi de 683,9 mm e a temperatura média de 28°C, valor inferior ao obtido para o segundo ciclo (ano de 2018), acumulando 910,8 mm e temperatura média de 27,6°C. O período de distribuição das chuvas na região concentra-se nos primeiros meses do ano, entre janeiro a junho, com maior representatividade nos meses de fevereiro, março e abril (Fig.2).

Para o ano de 2017 foram registrados no período chuvoso precipitações de baixa intensidade, porém espaçadas ao longo dos meses. No entanto, o ano de 2018 configura o ano em estudo com maior ocorrência de chuvas e maior concentração entre os meses de fevereiro (322,9 mm), e abril (267,8 mm), e eventos de chuva durante a estação seca nos meses de novembro e dezembro. Esta condição da distribuição espaço-temporal da precipitação em região semiárida atua como efeito cascata, ou seja, a vegetação local sofre maior influência dos longos períodos de déficit hídrico, o que reflete na quantidade de material depositado na superfície do solo e, como consequência direta reflete na atividade da fauna edáfica.

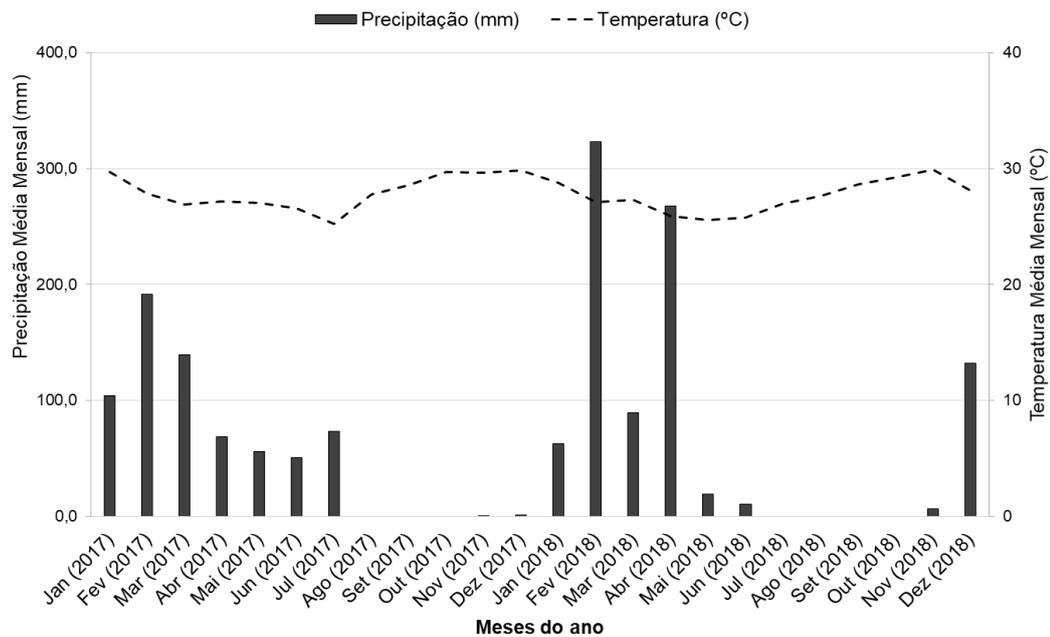


Fig. 2. Precipitação e temperatura média mensal no período de 2017 a 2018 no município de Pombal-PB.

2.3 Delineamento Experimental

Foi utilizado um delineamento inteiramente ao acaso em esquema fatorial: dois ambientes (com invasora e sem invasora) x 2 períodos (seco e chuvoso) x duas distâncias (0m: abaixo da copa e 15m). Para cada ambiente avaliado foram estabelecidos quatro transectos de 15 m de comprimento e distribuídas duas armadilhas por distância, sendo quatro armadilhas por transecto, totalizando 16 amostras da macrofauna por ambiente estudado (n= 32 armadilhas para os ambientes com e sem invasora *C. madagascariensis*), respectivamente (Fig.3).

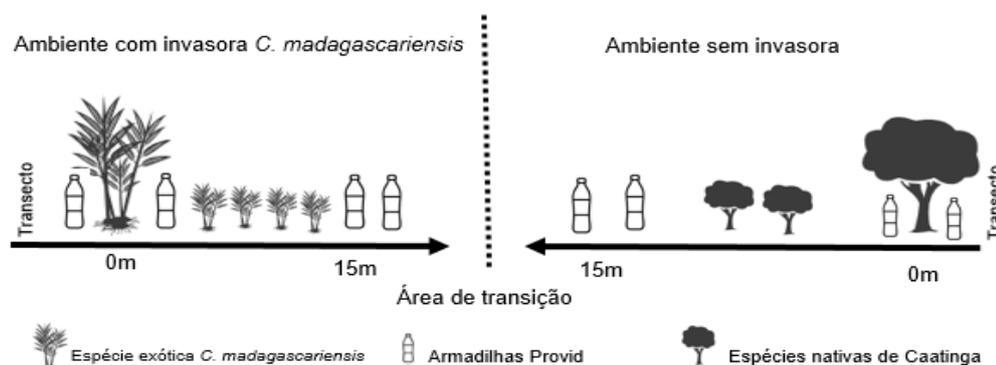


Fig. 3. Esquema da disposição dos transectos na área de estudo. Fonte: Adaptado de Lucena et al. (2018)

2.4 Avaliação dos Índices Ecológicos

Para avaliação dos índices ecológicos (riqueza, diversidade e dominância) da macrofauna em cada ambiente foram instaladas armadilhas do tipo “Provid” (ANTONIOLLI et al., 2006). A armadilha “Provid” é constituída por uma garrafa PET (2 L de capacidade), confeccionando-se quatro orifícios de dimensões 2 x 2 cm na altura de 20 cm de sua base (Fig.4). Em cada armadilha foi utilizado uma solução preservante de 200 mL, composta por 20 mL de detergente neutro, 30 mL de álcool à 70% e 150 mL de água, enterradas no solo de modo que as bordas dos quatro orifícios estejam ao nível da superfície do solo, permanecendo no campo durante o período de 72 horas (ALMEIDA et al., 2013).



Fig. 4. Armadilhas “Provid” distribuídas nos transectos nas áreas de estudo. Fonte: Lucena et al. (2021)

Após o período no campo, as armadilhas foram retiradas do solo e levadas ao Laboratório de Ecologia Vegetal do Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal da Paraíba (CCA/UFPB), e o conteúdo das armadilhas cuidadosamente lavado para retirada da solução preservante, peneirado e transferidos para frascos contendo solução de álcool a 70% até o momento da identificação. Os espécimes da macrofauna foram classificados através de lupa binocular, quantificadas e reunidas no grupo taxonômico Ordem e grupos-funcionais por meio da comparação da sua morfologia com a literatura e auxílio de especialista (COSTA et al., 2006; TRIPLEHORN; JOHNSON, 2011).

Para melhor compreender a importância e sua contribuição no ecossistema solo, os organismos da macrofauna contabilizados neste estudo foram reunidos em grupos funcionais, conforme classificação proposta por Souza e Freitas (2017):

- (i) Engenheiros do ecossistema – os invertebrados que compõem este grupo atuam diretamente nas propriedades físicas do solo construindo estruturas, galerias e formando poros, o que contribui diretamente para aeração, infiltração e armazenamento de água no perfil do solo;
- (ii) Transformadores de serrapilheira – este grupo fragmentam os resíduos vegetais aumentando a superfície de contato dos resíduos orgânicos, tornando-os mais acessíveis aos microrganismos decompositores, além de promover o crescimento de microrganismos nas fezes peletizadas;
- (iii) Predadores – estes são responsáveis pelo controle populacional dos invertebrados no solo, alimentam-se de outros organismos vivos, regulando as populações da biota edáfica e;
- (iv) Herbívoros – incluem macroartrópodes que alimentam-se de tecidos vivos de plantas e os sugadores de seiva.

2.5 Análises Estatísticas

Foi empregado o teste de Shapiro-Wilk para avaliar a distribuição normal do conjunto de dados. Para avaliar a variação da biota edáfica e dos grupos-funcionais identificados nos ambientes de estudo, foi empregada a ANOVA e as médias comparadas pelo teste de Bonferroni a 5% ($p < 0,05$).

Para avaliar as similaridades existentes entre a comunidade da biota edáfica foi realizada a análise de escalamento multidimensional não-métrico (NMDS). Após análise dos dados, foram calculadas a frequência de ocorrência, a riqueza (S), o Índice de diversidade de Shannon (H) e o Índice de dominância de Simpson (C). Todas as análises estatísticas foram realizadas no *software* livre R (R Core Team 2018).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Esforço Amostral

Observa-se na figura 5 que a curva de acumulação de espécies gerada para os ambientes amostrados (com e sem presença da invasora) apresentou tendência à estabilização, indicando um padrão crescente no número de espécies coletadas em função do número de exemplares amostrados. Nesse estudo, vista a inexistência de metodologias de amostragem para ambientes semelhantes e, visando obter o valor máximo de riqueza de grupos sem perda de informações, propõe-se um número de 40 amostras (20 armadilhas por ambiente) a serem coletadas para os dois ambientes em fragmento de Caatinga no semiárido paraibano.

Após a quadragésima amostra percebe-se uma estabilização no número de espécies acumuladas, ou seja, não ocorre o ingresso de novas espécies. Assim, pode-se afirmar que a quantidade de armadilhas utilizadas (16 por ambiente) aproximou-se do número mínimo de amostras a serem necessárias para caracterizar a comunidade da macrofauna em área de Caatinga.

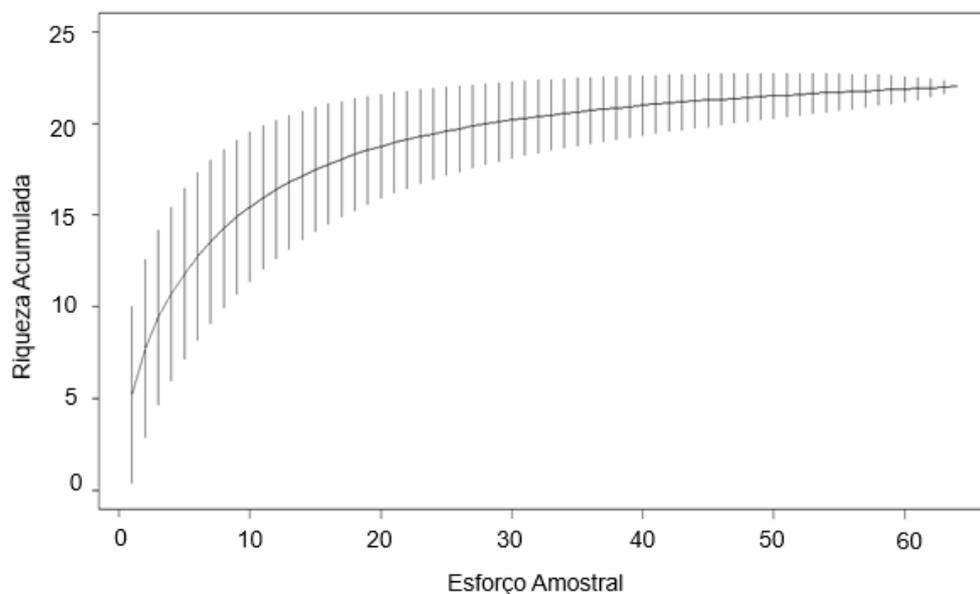


Fig. 5. Curva de acumulação de espécies da macrofauna em área de Caatinga com presença de *Cryptostegia madagascariensis*, Pombal, Paraíba. Fonte: Lucena (2021)

Poucos são os estudos realizados estimando a suficiência amostral para a comunidade da macrofauna, o que demonstra a importância e a necessidade desse tipo de estudo (BIAN et al., 2018). Essa condição acentua-se ainda mais quando buscam-se referências para o bioma Caatinga, desse modo é possível subestimar ou superestimar os índices ecológicos da comunidade da macrofauna (MESSINA et al., 2016). Assim, vale ressaltar que a riqueza de espécies é altamente dependente do tamanho da amostragem, tornando primordial a confecção da curva de acumulação de espécies (HSIEH et al., 2016). Em estudo realizado por Gondim (2018), avaliando a riqueza e diversidade da macrofauna em quatro áreas em um sistema agroecológico, obteve-se para o esforço amostral um número de 26 armadilhas por ambiente, totalizando cerca de 105 amostras.

3.2 Densidade e Abundância da Macrofauna em Área de Caatinga Invasida por *Cryptostegia madagascariensis* em Função da Sazonalidade

No total foram contabilizados 4.423 indivíduos, distribuídos em 22 Ordens, sendo: Acari, Araneae, Blattodea, Coleoptera, Dermaptera, Diptera, Diplopoda, Hemiptera, Homoptera, Hymenoptera, Larva de Coleoptera, Larva de Lepdoptera, Lepdoptera, Neuroptera, Odonata, Orthoptera, Phasmatodea, Pseudoscorpiones, Scorpiones, Thysanura, Thysanoptera e indivíduos não identificados (Fig. 6).

Os resultados observados no presente estudo ressaltam sobre a influência provocada pela introdução de espécies de plantas exóticas na composição da comunidade da macrofauna em área de Caatinga, especialmente em Ordens que contribuem diretamente com os processos ecossistêmicos (polinização, predação, controle biológico e ciclagem de nutrientes). Portanto, pode-se considerar que existe uma relação entre a frequência de ocorrência e a sazonalidade de indivíduos da macrofauna em ambiente de Caatinga com presença de *C. madagascariensis*.

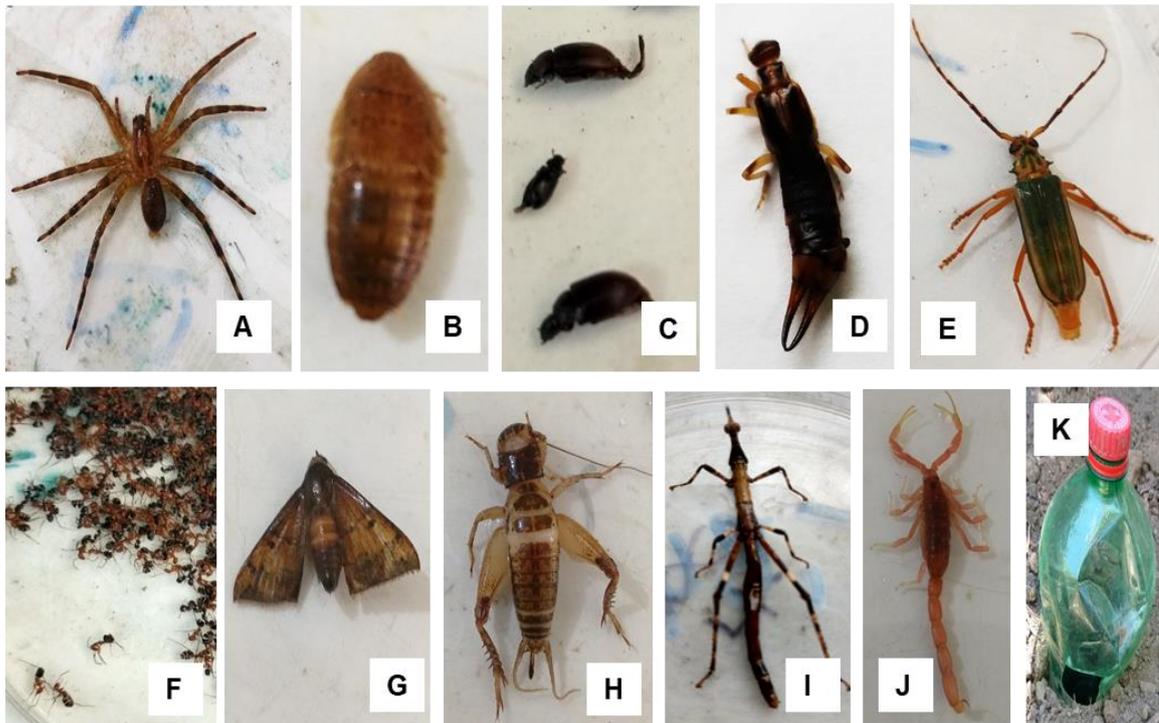


Fig. 6. Ordens da macrofauna identificadas em área de Caatinga com presença da invasora *C. madagascariensis*. Araneae (A), Blattodea (B), Coleoptera (C), Dermaptera (D), Hemiptera (E), Hymenoptera (F), Lepidoptera (G), Orthoptera (H), Phasmatodea (I), Scorpiones (J) e Armadilhas Provid (K). Fonte: Lucena (2021)

Destas Ordens, apenas 13 ocorreram em ambos os ambientes e épocas avaliadas. A Ordem Diplopoda esteve presente apenas no ambiente com invasora e a Ordem Phasmatodea no ambiente sem invasora, respectivamente. Observou-se no ambiente com invasora uma variação de 872 a 2.888 indivíduos.m², e no ambiente sem invasora a variação foi de 212 a 451 indivíduos.m², nos períodos chuvoso e seco, respectivamente.

No ambiente com invasora as Ordens com maior frequência de ocorrência foram Hymenoptera (58,15%), Coleoptera (3,0%) e Orthoptera (1,06%) no período seco, enquanto para o período chuvoso foram as Ordens Hymenoptera (14,80%) e Diptera (1,78%), respectivamente. Para o ambiente sem invasora, foram Hymenoptera (7,70%) e Araneae (0,83%) no período seco, e no período chuvoso foram Hymenoptera (1,53%) e Diptera (1,44%), respectivamente (Tabela 2).

Tabela 2. Abundância e frequência relativa (Fr) de indivíduos da macrofauna em área de Caatinga com presença de *C. madagascariensis* em função da sazonalidade, Pombal, Paraíba, Brasil.

Ordens	Ambiente com Invasora				Ambiente sem Invasora				Nº Total	Fr Total (%)
	Período do Ano									
	Seco		Chuvoso		Seco		Chuvoso			
	Nº	Fr (%)	Nº	Fr (%)	Nº	Fr (%)	Nº	Fr (%)		
Acari	-	-	17	0,38	-	-	06	0,13	23	0,51 (R)
Araneae	35	0,79	34	0,76	37	0,83	22	0,50	128	2,88 (R)
Blattodea	19	0,43	-	-	06	0,13	01	0,02	26	0,58 (R)
Coleoptera	133	3,00	42	0,94	21	0,47	27	0,61	223	5,02 (D)
Dermaptera	-	-	04	0,09	-	-	02	0,04	06	0,13 (R)
Diptera	22	0,50	79	1,78	06	0,13	64	1,44	171	3,85 (R)
Diplopoda	05	0,11	-	-	-	-	-	-	05	0,11 (R)
Hemiptera	01	0,02	-	-	-	-	01	0,02	02	0,04 (R)
Homoptera	17	0,38	-	-	12	0,27	01	0,02	30	0,67 (R)
Hymenoptera	2.572	58,15	655	14,80	341	7,70	68	1,53	3.636	82,18 (D)
Lepdoptera	-	-	01	0,02	06	0,13	-	-	07	0,15 (R)
Neuroptera	-	-	01	0,02	-	-	-	-	01	0,02 (R)
Odonata	-	-	02	0,04	-	-	-	-	02	0,04 (R)
Orthoptera	47	1,06	13	0,29	09	0,20	06	0,13	75	1,68 (R)
Phasmatodea	-	-	-	-	-	-	02	0,04	02	0,04 (R)
Pseudoscorpiones	-	-	11	0,25	-	-	03	0,06	14	0,31 (R)
Scorpiones	03	0,06	-	-	06	0,13	02	0,04	11	0,23 (R)
Thysanoptera	04	0,09	02	0,04	02	0,04	02	0,04	10	0,21 (R)
Thysanura	01	0,02	-	-	02	0,04	-	-	03	0,06 (R)
Outros Indivíduos										
Larva Coleoptera	25	0,56	05	0,11	03	0,06	-	-	33	0,73 (R)
Larva Lepdoptera	04	0,09	04	0,09	-	-	03	0,06	11	1,05 (R)
Não identificado	-	-	02	0,04	-	-	02	0,04	04	0,08 (R)
Total	2.888	65,45	872	19,65	451	10,13	212	4,72	4.421	100

Fr (%): frequência relativa; Nº Total: número total de indivíduos; Fr: Total (%): frequência total de indivíduos; R: espécie rara; D: espécie dominante

Percebe-se que em ambas as épocas do ano (seco e chuvoso) a maior frequência de indivíduos em algumas Ordens da macrofauna ocorreu no ambiente com invasora e que algumas Ordens da macrofauna só se fizeram presentes em uma época do ano, especialmente no período chuvoso, como Acari, Dermaptera, Lepdoptera, Neuroptera, Odonata, Phasmatodea e Pseudoscorpiones.

A presença da invasora *C. madagascariensis* reduziu a frequência de ocorrência das Ordens da macrofauna em cerca de 45% quando comparadas ao ambiente sem invasora. Desse modo, este estudo fornece dados inéditos sobre os efeitos do processo de invasão biológica na comunidade da macrofauna e reforça a hipótese (I) proposta neste estudo, em que a presença da invasora *C. madagascariensis* estimula uma seleção natural da biota do solo, que favoreça o seu desenvolvimento no novo habitat, sendo capaz de alterar a frequência desses organismos no solo em ambiente semiárido.

No diz respeito a quantificação de indivíduos, Ordens ou grupos-funcionais da macrofauna em ambientes invadidos ainda são poucos os relatos, especialmente em região semiárida. Resultados semelhantes foram descritos por Andersen et al. (2019), em uma região semiárida do Arizona, observando uma redução de 7% nas comunidades da macrofauna, assim como também documentados por Schirmel e Buchholz (2013), onde as espécies exóticas provocaram redução nas Ordens Araneae e Coleoptera.

Em ambiente de Caatinga, indivíduos da macrofauna identificados foram distribuídos em 11 Ordens em estudo realizado por Souza et al. (2018), em 19 Ordens por Nascimento et al. (2017) e 18 Ordens por Almeida et al. (2015). Quanto as Ordens de maior frequência, outras pesquisas também corroboram dos resultados encontrados neste estudo, a exemplo de Santos et al. (2016), que reconheceram Hymenoptera (85,60%) e Coleoptera (3,80%), e Araújo et al. (2012), que atribuíram a Ordem Hymenoptera como a de maior frequência em uma área no Semiárido da Paraíba.

No que diz respeito às Ordens raras, Silva (2017), corrobora dos resultados no presente estudo, ao qual identificou as Ordens Neuroptera e Odonata como raras, em área de Semiárido Alagoano. A presença de uma ou mais Ordens da macrofauna podem ser interpretados como um indicador de qualidade do ambiente (CUNHA NETO et al., 2012).

3.3 Variação Espacial da Macrofauna em Ambiente de Caatinga Invasida por *C. madagascariensis*

Em relação às distâncias do transecto (0 m e 15 m), percebeu-se aumento considerável na abundância de algumas Ordens da macrofauna no ambiente com invasora abaixo da copa (0 m), cerca de duas vezes superior ao ambiente sem invasora para a mesma distância. A abundância de indivíduos da macrofauna em função da distância variou de 747 indivíduos.m² a 3.013 indivíduos.m² abaixo da copa e 15m, respectivamente, no ambiente com invasora. E no ambiente sem invasora a abundância da macrofauna variou de 314 a 349 indivíduos.m² abaixo da copa e 15m, respectivamente (Tabela 3).

Esse aumento na abundância de algumas Ordens no ambiente com invasora pode ser explicado por alguns fatores como, as características da planta invasora, a estrutura da vegetação, as condições abióticas bem como a perturbação física no habitat que interagem com a diversidade de plantas e influência na abundância da macrofauna, causando desequilíbrio no ecossistema. Essa afirmativa é corroborada em alguns estudos avaliando os efeitos da invasão biológica na comunidade de organismos edáficos (LITT et al., 2014; MEISNER et al., 2014; SCHIRMEL et al., 2016).

Outro fator de destaque da invasora *C. madagascariensis* como efeitos na macrofauna foi o elevado número de indivíduos na distância de 15 m, que confirma a hipótese (II) proposta neste estudo, em que espécies invasoras são capazes de estimular a seleção de algumas Ordens, neste caso em particular a Ordem Hymenoptera, que resultou em um aumento populacional causando dominância desta ordem. Esta condição em que a espécie invasora causa alterações na abundância de indivíduos da fauna edáfica, buscando superar as competições intrínseca ao ambiente e favorecendo o seu desenvolvimento no novo habitat e como consequência futura, compromete à diversidade das espécies nativas, é corroborada por Dawson e Schrama (2016).

Tabela 3. Abundância e frequência relativa de indivíduos da macrofauna em área de Caatinga com presença de *C. madagascariensis* em gradiente longitudinal, Pombal, Paraíba, Brasil.

Ordens	Ambiente com Invasora				Ambiente sem Invasora				Nº Total	Fr Total (%)
	0m		15m		0m		15m			
	Nº Ind	Fr (%)	Nº Ind	Fr (%)	Nº Ind	Fr (%)	Nº Ind	Fr (%)		
Acari	06	0,80	11	0,36	06	1,91	-	-	23	0,52 (R)
Araneae	27	3,61	42	1,40	38	12,10	21	6,01	128	2,89 (R)
Blattodea	05	0,67	14	0,46	04	1,27	03	0,86	26	0,59 (R)
Coleoptera	58	7,76	117	3,88	15	4,78	33	9,46	223	5,04 (R)
Dermaptera	-	-	04	0,13	02	0,63	-	-	06	0,13 (R)
Diptera	38	5,09	63	2,09	15	4,78	55	15,75	171	3,87 (R)
Diplopoda	05	0,67	-	-	-	-	-	-	05	0,11 (R)
Hemiptera	-	-	01	0,03	-	-	01	0,28	02	0,04 (R)
Homoptera	13	1,74	04	0,13	05	1,59	08	2,29	30	0,68 (R)
Hymenoptera	545	72,96	2.682	89,01	212	67,51	197	56,45	3.636	82,20 (D)
Lepdoptera	-	-	01	0,03	01	0,31	05	1,43	07	0,16 (R)
Neuroptera	01	0,13	-	-	-	-	-	-	01	0,02 (R)
Odonata	01	0,13	01	0,03	-	-	-	-	02	0,04 (R)
Orthoptera	21	2,81	39	1,29	06	1,91	09	2,58	75	1,70 (R)
Phasmatodea	-	-	-	-	-	-	02	0,57	02	0,04 (R)
Pseudoscorpiones	04	0,53	07	0,23	03	0,95	-	-	14	0,31 (R)
Scorpiones	01	0,13	02	0,07	04	1,27	04	1,15	11	0,25 (R)
Thysanoptera	02	0,27	04	0,13	01	0,31	03	0,86	10	0,22 (R)
Thysanura	-	-	01	0,03	-	-	02	0,57	03	0,07 (R)
Outros indivíduos										
Larva Coleoptera	14	1,87	16	0,53	-	-	03	0,86	33	0,75 (R)
Larva Lepdoptera	06	0,80	02	0,07	-	-	03	0,86	11	0,25 (R)
Não identificado	-	-	02	0,07	02	0,63	-	-	04	0,09 (R)
Total	747	100	3.013	100	314	100	349	100	4.423	100

Abundância: nº indivíduos; Fr (%): frequência relativa; Nº Total: número total de indivíduos; Fr: Total (%): frequência total de indivíduos; R: espécie rara; D: espécie dominante.

3.4 Índices Ecológicos da Macrofauna em Área de Caatinga com Presença de *C. madagascariensis*

A interação ambientes vs distância para os índices ecológicos Riqueza, Diversidade de Shannon (H') e Dominância de Simpson (C'), mostraram efeito significativo ($p < 0,01$) pelo teste de Shapiro-Wealk. Os valores médios para a Riqueza foram significativamente superiores no ambiente com invasora abaixo da copa (0m) (Tabela 4). Para a Diversidade (H') e Dominância (C), as maiores médias foram observadas no ambiente sem presença da invasora a 15 m, e o ambiente com presença da invasora apresentou a menor média para H' (0,98) abaixo da copa.

Esse comportamento de maior dominância observado no ambiente sem invasora pode ser explicado pela maior frequência de ocorrência de Ordens como a Hymenoptera e Coleoptera, que contribuíram de forma significativa no presente estudo.

Tabela 4. Riqueza, Diversidade de Shannon (H') e Dominância de Simpson (C') indivíduos da macrofauna em área de Caatinga com presença de *C. madagascariensis* em gradiente longitudinal, Pombal, Paraíba, Brasil.

Índices Ecológicos	Ambiente com invasora		Ambiente sem invasora	
	0 m	15m	0 m	15 m
Riqueza	13 a	10 b	9 c	9 c
Shannon	0,98 d	1,13 c	1,22 b	1,48 a
Simpson	0,41 c	0,47 c	0,52 b	0,65 a

*Médias seguidas de mesma letra na linha não diferem entre si a uma probabilidade maior ou igual a 5% segundo o teste de Shapiro-Wealk

Alguns estudos demonstram que existem fortes correlações entre as comunidades de planta vs riqueza e diversidade da macrofauna, ou seja, a alta diversidade de plantas tende a suportar alta diversidade da biota edáfica. Essa condição é confirmada por Varriano et al. (2020), ao afirmarem que a invasão biológica causa efeito na comunidade da macrofauna, e conforme as características da planta invasora pode provocar fortes reduções nos índices ecológicos.

Resultados semelhantes foram observados por Boeno et al. (2020), ao mencionarem que a menor diversidade da macrofauna foi observada em área sob cultivo da espécie exótica *Eucalypto spp.* quando comparado a floresta nativa. De acordo com estes autores, a baixa diversidade no ambiente com *Eucalypto spp* deve-se

a pouca disponibilidade de resíduos vegetais e a incidência de luz solar abaixo do dossel, assim poucos grupos conseguem estabelecer suas populações. Ambas as condições aplicam-se neste estudo, visto que a espécie *C. madagascariensis* impede a passagem de luz devido sua elevada produção de biomassa seca, como também por sua capacidade de afetar a diversidade e regeneração natural (SOUSA; ANDRADE; XAVIER, 2016), e a banco de sementes da flora nativa (SOUSA et al., 2017).

Quanto aos resultados para os índices ecológicos da macrofauna em Caatinga, Borges et al. (2019), obtiveram para a diversidade (H') médias variando de 1,11 a 1,95, e estes resultados mostram-se inferiores aos apresentados neste estudo para o ambiente sem presença da invasora. Em estudo, Costa et al. (2016), observaram respostas superiores para a diversidade (H') da macrofauna, com médias variando entre 1,95 a 2,11. Já as respostas encontradas por Almeida et al. (2015), para a diversidade (H') foram médias de 1,26 a 1,86.

3.5 Grupos-Funcionais da Macrofauna Edáfica em Área de Caatinga com Presença de *C. madagascariensis*

A distribuição dos grupos-funcionais da macrofauna mostrou efeito significativo ($p < 0,01$) para os ambientes e distâncias avaliadas pelo teste de Shapiro-Wealk. A diferença observada ocorreu para cinco grupos-funcionais, sendo: decompositores (Acari, Diplopoda, Diptera, Hemiptera), engenheiros de ecossistemas (Coleoptera, Hymenoptera, Larva de Coleoptera e Larva de Lepdoptera), herbívoros (Homoptera, Lepdoptera, Orthoptera, Phasmatodea), transformadores de serrapilheira (Blattodea, Coleoptera, Thysanoptera, Thysanura) e predadores (Araneae, Dermapetera, Odonata, Neuroptera, Pseudoscorpiones, Scorpiones). Os grupos-funcionais decompositores, herbívoros, transformadores de serapilheira e predadores apresentaram menor frequência de ocorrência no ambiente com a invasora *C. madagascariensis*.

A presença da invasora no ambiente estudado reduziu a frequência de ocorrência dos grupos-funcionais em 16,9% para os decompositores, 4,3% para os herbívoros, 7,4% para os transformadores de serrapilheira e 3,9% predadores, respectivamente. Em contrapartida, elevou a frequência de ocorrência em 32,5% para o grupo-funcional dos engenheiros do ecossistema (Fig.7), grupos que favorecem os

atributos físicos do solo como aeração, umidade, agregação bem como também estão associados a taxa de decomposição do material vegetal mais lábil.

As principais mudanças na frequência entre os grupos-funcionais em ambos os ambientes estudados ocorreram com decompositores e engenheiros de ecossistema. No entanto, no ambiente com invasora a frequência de decompositores diminuiu e a de engenheiros de ecossistema aumentou. Desse modo, a presença da invasora *C. madagascariensis* ameaça a prevalência de grupos-funcionais importantes, especialmente para decompositores. Apesar do ambiente com invasora ter apresentado maior produção de serrapilheira como demonstrado no capítulo I, isso demonstra que a espécie invasora alvo deste estudo seleciona ou favorece algumas Ordens, grupos ou indivíduos da macrofauna edáfica em seu benefício próprio criando um ambiente favorável para seu crescimento e dominância no ambiente invadido.

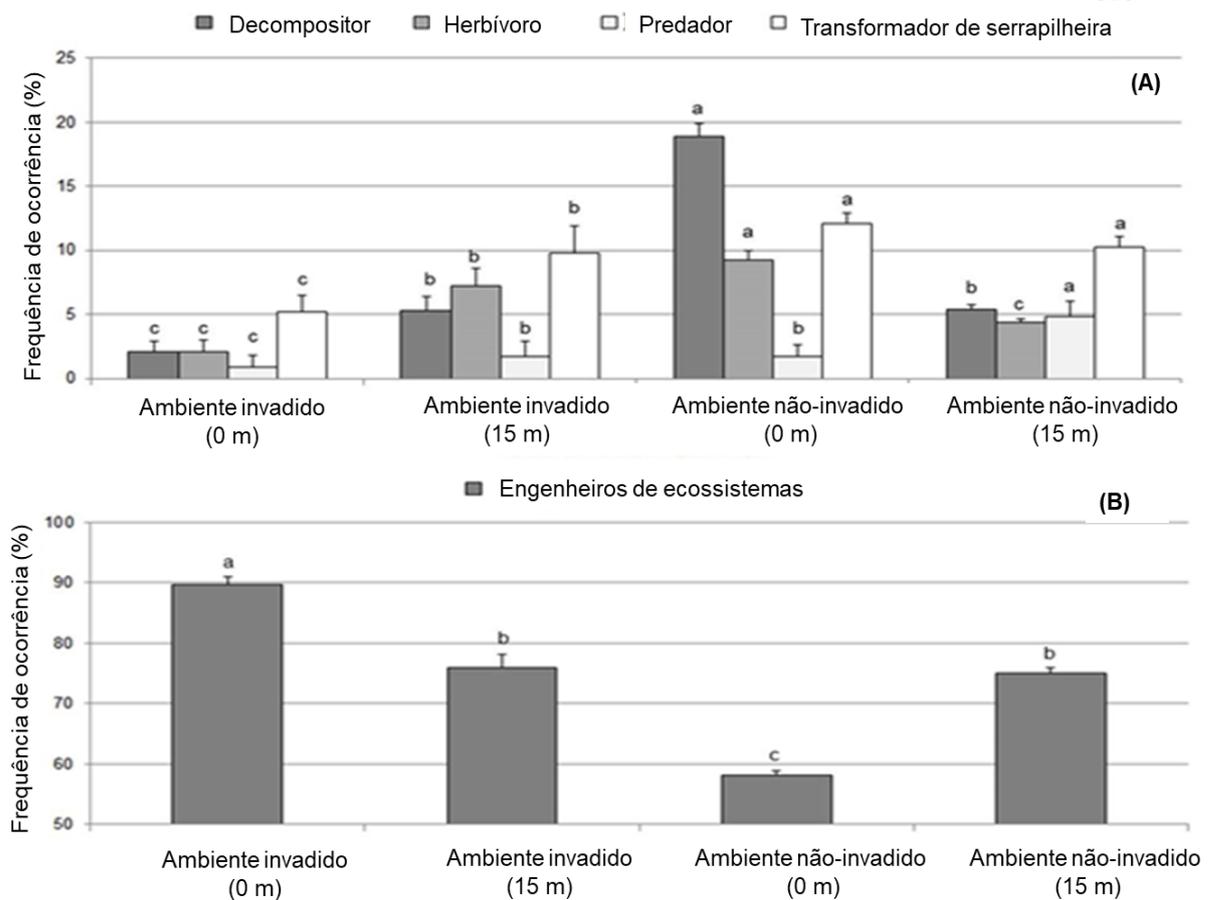


Fig. 7. Frequência de ocorrência de grupos-funcionais da macrofauna em ambiente com e sem presença da invasora *C. madagascariensis* em gradiente longitudinal (0 e 15 m, respectivamente) em área de Caatinga, Pombal, Paraíba. Fonte: Lucena (2021)

Com base nestes resultados, confirma-se a hipótese (II) deste estudo, em que a invasora *C. madagascariensis* estimulou determinados grupos-funcionais da macrofauna, provocando alterações em sua comunidade favorecendo seu desenvolvimento. Em estudos realizados por Andersen et al. (2019), observaram redução no grupo-funcional dos herbívoros além de identificarem três comportamentos: (i) Ordens como Diptera e Hemiptera reduziram a abundância à medida que amentava o grau de invasão; (ii) as Ordens Mantodea e Neuroptera aumentaram a abundância; e (iii) enquanto as ordens Lepdoptera, Orthoptera e Phasmatodea não sofreram influência da invasão. Condição semelhante também foi observada por Mitchell e Litt (2016), com a redução nos grupos-funcionais de herbívoros e decompositores.

Essas alterações provindas das espécies invasoras podem comprometer a qualidade e a quantidade da serrapilheira que é ofertada como alimento, como pôde ser observado com os resultados apresentados no capítulo I deste estudo. Portanto, espécies de planta invasora podem causar alterações na produção primária e conseqüentemente afetar o desempenho da biota do solo (ZHANG et al., 2018; AMAZONAS et al., 2018).

Os maiores valores da frequência de ocorrência do grupo-funcional dos engenheiros de ecossistema na área com a invasora podem ser explicados pela maior deposição de serrapilheira pela espécie invasora, pelos exsudados radiculares e decomposição do material vegetal que condiciona aumento do teor de carbono orgânico (MOURA et al., 2015).

Com base na escala multidimensional não-métrica (NMDS) proposta para a comunidade da macrofauna, observou-se dissimilaridade entre os ambientes estudados conforme ilustrado através dos *clusters* I e II. No cluster I ocorreu correlação positiva para a variação dos dados na amostragem no ambiente com invasora entre as Ordens Blattodea, Coleoptera, larvas de Coleoptera, Orthoptera e índice de diversidade de Shannon. Já o ambiente sem invasora, a maior correlação dos dados positiva foi entre as Ordens Araneae, Homoptera, Scorpiones, Thysanoptera e Thysanura. Em contrapartida, observa-se correlação negativa para a Ordem Pseudoscorpiones no ambiente com invasora (Fig. 8).

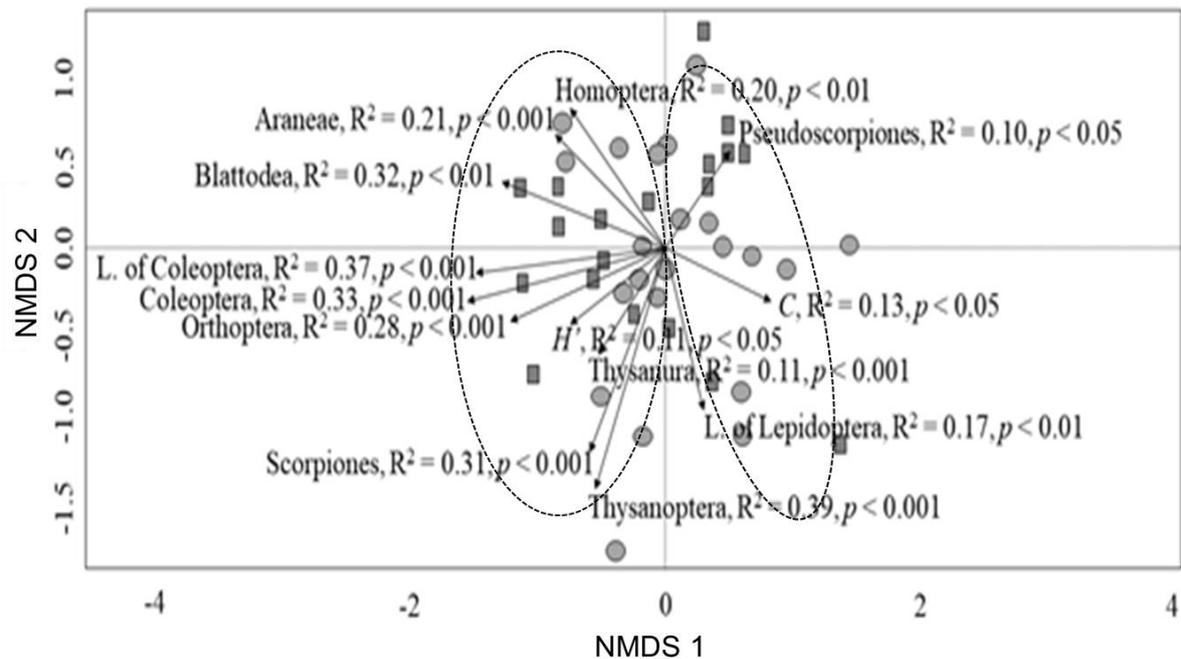


Fig. 8. Escala multidimensional não-métrica (NMDS) da comunidade de macrofauna coletados em ambiente com e sem presença da invasora *C. madagascariensis* em área de Caatinga, Pombal, Paraíba, Brasil. Os ambientes estudados são representados da seguinte forma: Ambiente com invasora= quadrados cinza preenchidos; e ambiente sem invasora = círculos cinza preenchidos. Fonte: Lucena (2021)

A análise de NMDS mostrou que as Ordens Blattodea, Coleoptera, Orthoptera e indivíduos de larva de Coleoptera tiveram maior incidência no ambiente com invasora, e a provável justificativa é que a espécie *C. madagascariensis* causa alterações nas propriedades do solo, como carbono orgânico total e pH do solo (SOUZA et al. 2016). Observou-se uma menor ocorrência de predadores no ambiente com invasora (Araneae), e segundo Zhang et al. (2018), pode estar relacionado à baixa diversidade de organismos de níveis tróficos mais baixos e, conseqüentemente, menor diversidade de presas.

Um dos principais meios que facilitam o estabelecimento de espécies invasoras é a capacidade de alterar a composição florística e conseqüentemente, os grupos funcionais ao qual fazem parte o ecossistema, e como efeito cascata compromete a produtividade primária líquida, a ciclagem dos nutrientes e a aptidão do sistema em adquirir carbono. Tudo isso com base na diferença entre a morfologia, a fenologia e a taxa de crescimento da espécie invasora quando confrontada com as espécies nativas (VILA et al., 2011).

Espécies invasoras são capazes de modular a distribuição da comunidade da macrofauna em seu benefício, por vezes favorecendo grupos específicos ou reduzindo

a ocorrência de outros. Algumas espécies invasoras usam mecanismos como alta deposição e palatabilidade da serapilheira (JO et al., 2020), qualidade e quantidade de exsudatos no solo (BELL et al., 2020), bem como processos ecológicos (ciclagem de nutrientes) e diminuição da complexidade da cadeia alimentar do solo para influenciar determinados grupos-funcionais, como os transformadores de serapilheira e predadores (ZENG et al., 2020).

De maneira geral, a presença da espécie invasora *C. madagascariensis* impactou a estrutura da comunidade da macrofauna no ambiente estudado, causando a migração de algumas Ordens e/ou grupos-funcionais para o ambiente mais próximo do equilíbrio natural, além de alterar a riqueza e a diversidade desses invertebrados, reduzindo a competição no ambiente e favorecendo seu estabelecimento no novo habitat.

4 CONCLUSÕES

- O esforço amostral representou satisfatoriamente as comunidades da macrofauna edáfica em área de Caatinga.
- A macrofauna mostrou-se sensível à presença da invasora *C. madagascariensis*, sendo esses organismos considerados bioindicadores da qualidade do ambiente devido sua importante contribuição no equilíbrio dos ecossistemas.
- A espécie invasora *C. madagascariensis* provocou alterações na comunidade da macrofauna, causando redução na diversidade de Ordens e nos grupos-funcionais em fragmento de Caatinga.
- As Ordens Araneae, Hymenoptera, Coleoptera, Diptera e Orthoptera representaram as maiores frequências entre a comunidade da macrofauna do solo nos ambientes e períodos estudados.
- A elevada frequência dessas Ordens, especialmente Hymenoptera influenciaram na baixa diversidade dos ambientes, em destaque para o ambiente com *C. madagascariensis*. Esses grupos presumiram maior tolerância e adaptação aos efeitos causados pela invasora *C. madagascariensis* na Caatinga supostamente disponíveis nas diferentes estações e gradiente longitudinal.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, M.A.X.; SOUTO, J.S.; ANDRADE, A.P. Sazonalidade da macrofauna edáfica do Curimataú da Paraíba, Brasil. **Ambiência Guarapuava**, v.11, n.2, p.393-407, 2015. Disponível em: <<https://pdfs.semanticscholar.org/de25/66a93bea5a2392543481fdbafc48aadffc5d.pdf>>. Acesso em: 20 mar. 2023
- ALMEIDA, M.A.X.; SOUTO, J.S.; SOUTO, P.C. Composição e sazonalidade da mesofauna do solo do semiárido paraibano. **Revista Verde**, v. 8, n.4, p.214-222, 2013. Disponível em: <<https://gvaa.com.br/revista/index.php/RVADS/article/view/2182>>. Acesso em: 20 mar. 2023
- AMAZONAS, N.T.; VIANIB, R.A.G.; REGOB, M.G.A.; CAMARGOC, F.F.; FUJIHARAB, R.T.; VALSECHI, O.A. Soil macrofauna density and diversity across a chronosequence of tropical forest restoration in Southeastern Brazil. **Brazilian Journal Biology**, v.78, n.3, p.449-456, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/1519-6984.169014>>. Acesso em: 20 mar. 2023
- ANDERSEN, E.M.; CAMBRELIN, M.N.; STEIDL, R.J. Responses of grassland arthropods to an invasion by nonnative grasses. **Biol Invasions**, v.21, p.405-416, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s10530-018-1831-z>>. Acesso em: 20 mar. 2023
- ANDRADE, L.A. **Plantas invasoras: Espécies Vegetais Exóticas Invasoras da Caatinga e Ecossistemas Associados**. Areia, Paraíba, 2013.
- ANTONIOLLI, Z. I.; CONCEIÇÃO, P. C.; BÖCK, V.; PORT, O.; SILVA, R. F. Método alternativo para estudar a fauna do solo. **Ciência Florestal**, v. 16, n. 4, p. 407-417, 2006. Disponível em: <<https://doi.org/10.5902/198050981922>>. Acesso em: 20 mar. 2023
- ARAÚJO, K.D.; DANTAS, R.T.; ANDRADE, A.P.; PARENTE, H.N.; ÉDER-SILVA. E. Grupos taxonômicos da macrofauna edáfica encontrados em São João do Cariri (PB). **Revista Geografia**, v.21, n.1, p.005-018, 2012. Disponível em: <<https://doi.org/10.5433/2447-1747.2012v21n1p005>>. Acesso em: 22 mar. 2023
- ARAÚJO, J.L.; PASTORI, P.L.; GOMES, V.F.F.; MENDES FILHO, P.F.; NUNES, A.P.L. Changes in the abundance and diversity of soil arthropods in the cultivation of fruit crops. **Revista Ciência Agrônômica**, v.49, n.4, p.537-546, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.5935/1806-6690.20180061>>. Acesso em: 22 mar. 2023

BELL, J.K.; SICILIANO, S.D.; LAMB, E.G. A survey of invasive plants on grassland soil microbial communities and ecosystem services. **Sci Data**, v.7, n.86, 2020. Disponível em: <[https:// doi.org/10.1038/s41597-020-0422-x](https://doi.org/10.1038/s41597-020-0422-x)>. Acesso em: 22 mar. 2023

BEDANO, J. C.; DOMINGUÉZ, A.; AROLFO, R.; WALL, L.G. Effect of Good Agricultural Practices under no-till on litter and soil invertebrates in areas with different soil types. **Soil & Tillage Research**, v.158, n.1, p.100-109, 2016. Disponível em: <[https:// doi.org/10.1016/j.still.2015.12.005](https://doi.org/10.1016/j.still.2015.12.005)>. Acesso em: 22 mar. 2023

BIAN, Z.X.; WANG, S.; WANG, Q.B.; YU, M.; QIAN, F.K. Effects of urban sprawl on arthropod communities in periurban farmed landscape in Shenbei New District, Shenyang, Liaoning Province, China. **Scientific Reports**, v.10, n. 8, p. 1-9, 2018. Disponível em: <[https:// doi.org/10.1038/s41598-017-18474-9](https://doi.org/10.1038/s41598-017-18474-9)>. Acesso em: 22 mar. 2023

BOENO, D.; SILVA, R.F.; ALMEIDA, H.S.; RODRIGUES, A.C.; VANZAN, M.; ANDREAZZA, R. Influence of eucalyptus development under soil fauna. **Brazilian Journal of Biology**, v.80, n.02, p.345-353, 2020. Disponível em: <[https:// doi.org/10.1590/1519-6984.20602](https://doi.org/10.1590/1519-6984.20602)>. Acesso em: 22 mar. 2023

BORGES, C.H.; SOUTO, J.S.; SILVA, A.C.F.; ALENCAR, L.S.; LIMEIRA, M.Q.R.; SANTOS, A.C.; SOUTO, L.S.; SOUTO, P.C. Edaphic Arthropods in Fragment of Riparian Forest in the Semi-Arid of Paraíba. **Journal of Agricultural Science**, v.11, n.2, 2019. <https://doi.org/10.5539/jas.v11n2p236>>. Acesso em: 22 mar. 2023

COSTA, C.; IDE, S.; SIMONKA, C. E. **Insetos imaturos: metamorfose e identificação**. Ribeirão Preto: Holos Editora, 2006. 249p.

COSTA, R.M.C.; BORGES, C.H.A.; AMORIN, F.S.; SOUTO, J.S.; SOUTO, P.C. Abundância de invertebrados do solo em mata ciliar no semiárido da Paraíba. **Gaia Scientia**, v.10, n.4, p.424-431, 2016. Disponível em: <[https:// doi.org/10.21707/gaia.v10.n04a33](https://doi.org/10.21707/gaia.v10.n04a33)>. Acesso em: 22 mar. 2023

CUNHA NETO, F.V.; CORREIA, M.E.F.; PEREIRA, G.H.A.; PEREIRA, M.G.; LELES, P.S.S. Soil fauna as an indicator of soil quality in forest stands, pasture and secondary forest. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.36, n.5, 2012. Disponível em: <[https:// doi.org/10.1590/S0100-06832012000500004](https://doi.org/10.1590/S0100-06832012000500004)>. Acesso em: 22 mar. 2023

DAWSON, W.; SCHRAMA, M. Identifying the role of soil microbes in plant invasions. **Journal of Ecology**, 104, 1211-1218, 2016. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12619>>. Acesso em: 22 mar. 2023

DOBERT, T.; WEBBER, B.; SUGAU, J.; DICKINSON, K.J.M.; DIDHAM, R. Logging, exotic plant invasions, and native plant reassembly in a lowland tropical rain forest. **BIOTROPICA**, v.50, n.2, p.254–265, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1111/btp.12521>>. Acesso em: 22 mar. 2023

EMBRAPA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. (2ª ed). Rio de Janeiro, 2006. 212 p.

GONDIM, J.E.F. **Qualidade do solo em agroecossistemas da região semiárida do estado do Rio Grande do Norte**. 2018. 90p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal da Paraíba, Areia.

HSIEH T.C.; MA, K.H.; CHAO, A. iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (hill numbers). **Methods in Ecology and Evolution**, v.7, p.1451-1456, 2016. Disponível em: <<https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613>>. Acesso em: 22 mar. 2023

IBGE. **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística**. (2012). Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 22 mar. 2023

JO, I.; FRIDLEY, J.D.; FRANK, D.A. Rapid leaf litter decomposition of deciduous understory shrubs and lianas mediated by mesofauna. **Plant Ecology**, v.221, p.63-68, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s11258-019-00992-3>>. Acesso em: 22 mar. 2023

van KLEUNEN, M., W. DAWSON, F. ESSL, J. PERGL, M. WINTER, E. WEBER, H. KREFT, P. WEIGELT, J. KARTESZ, M. NISHINO, L. A. ANTONOVA, J. F. BARCELONA, F. J. CABEZAS, D. C_ARDENAS, J. C_ARDENAS-TORO, N. CASTAÑO, E. CHACÓN, C. CHATELAIN, A. L. EBEL, E. FIGUEIREDO, N. FUENTES, Q. J. GROOM, L. HENDERSON, I. INDERJIT, A. KUPRIYANOV, S. MASCIADRI, J. MEERMAN, O. MOROZOVA, D. MOSER, D. L. NICKRENT, A. PATZELT, P. B. PELSNER, M. P. BAPTISTE, M. POOPATH, M. SCHULZE, H. SEEBENS, W.S. SHU, J. THOMAS, M. VELAYOS, J. J. WIERINGA, AND P. PY_SEK. Global exchange and accumulation of non-native plants. **Nature**, v.525, p.100-103, 2015. Disponível em: <<https://doi.org/10.1038/nature14910>>. Acesso em: 12 fev. 2023

KUMSCHICK, S., GAERTNER, M., VILÀ, M., ESSL, F., JESCHKE, J.M., PYŠEK, P.; RICCIARDI, A.; BACHER, S.; BLACKBURN, T.M.; DICK, J.T.A.; EVANS, T.; HULME, F.E.; KUHN, I.; MRUGALA, A.; PERGL, J.; RABITSCH, W.; RICHARDSON, D.M.; SENDEK, A.; WINTER, M. Ecological impacts of alien species: Quantification, scope, caveats, and recommendations. **BioScience**, v.65, n.1, p.55-63, 2015. Disponível em: <[https:// doi.org/10.1093/biosci/biu193](https://doi.org/10.1093/biosci/biu193)>. Acesso em: 12 fev. 2023

LITT, A.R.; CORD, E.E.; FULBRIGHT, T.E.; SCHUSTER, G.L. Effects of invasive plants on arthropods. **Conservation Biology**, v.28, p.1532-1549, 2014. Disponível em: <[https:// doi.org/10.1111/cobi.12350](https://doi.org/10.1111/cobi.12350)>. Acesso em: 12 fev. 2023

LUCENA, E.O.; SOUZA, T.A.F.; ARAÚJO, J.S.; ANDRADE, L.A.; SANTOS, D.; PODESTÁ, G.S. Occurrence and distribution of *Gigaspora* under *Cryptostegia madagascariensis* Bojer Ex Decne in Brazilian tropical seasonal dry forest. **Revista Agropecuária Técnica**, v.39, n.3, p.221-227, 2018. Disponível em: <[https:// doi.org/10.25066/agrotec.v39i3.40055](https://doi.org/10.25066/agrotec.v39i3.40055)>. Acesso em: 12 fev. 2023

MEISNER, A.; GERA HOL, W.H.; DE BOER, W.; KRUMINS, J.A.; WAEDLE, D.A.; van der PUTTEN, W.H. Plant-soil feedback of exotic plant species across life forms: a meta-analysis. **Biological Invasion**, v.16, p.2551-2561, 2014. Disponível em: <[https:// doi.org/10.1007/s10530-014-0685-2](https://doi.org/10.1007/s10530-014-0685-2)>. Acesso em: 12 fev. 2023

MESSINA, G.; GATTI, R.C.; DROUTSA, A.; BARCHITTA, M.; PEZZINO, E.; AGODI, A.; LOMBARDO, B.M. A sampling optimization analysis of soil-bugs diversity (Crustacea, Isopoda, Oniscidea). **Ecology and Evolution**, v.6, n.1, p.191-201, 2016. Disponível em: <[https:// doi.org/10.1002/ece3.1765](https://doi.org/10.1002/ece3.1765)>. Acesso em: 12 fev. 2023

MITCHELL, A. B., LITT, A. R. Nonnative plant shifts functional groups of arthropods following drought. **Biological Invasions**, v,18, p.1351-1361, 2016. Disponível em: <[https:// doi.org/10.1007/s10530-016-1072-y](https://doi.org/10.1007/s10530-016-1072-y)>. Acesso em: 12 fev. 2023

MOURA, E.G.; AGUIAR, A.C.F.; PIEDADE, A.R.; ROUSSEAU, G.X. Contribution of legume tree residues and macrofauna to the improvement of abiotic soil properties in the eastern Amazon. **Appl Soil Ecology**, v.86, p.91–99, 2015. Disponível em: <[https:// doi.org/10.1016/j.apsoil.2014.10.008](https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2014.10.008)>. Acesso em: 12 fev. 2023

NASCIMENTO, A.M.A.; SANTOS, J.E.B.; SANTOS, G.R.; SILVA, A.B.; ARAÚJO, K.D. Amostragem da macrofauna edáfica na Caatinga de Santana do Ipanema, Semiárido Alagoano. **Revista Craibeiras de Agroecologia**, v.1, n.1, 2017. Disponível em: <[https:// www.seer.ufal.br/index.php/era/article/view/3711](https://www.seer.ufal.br/index.php/era/article/view/3711)>. Acesso em: 12 fev. 2023

NEHER, D. A.; WEICHT, T. R.; BARBERCHECK, M. E. Linking invertebrate communities to decomposition rate and nitrogen availability in pine forest soils. **Applied Soil Ecology**, v.54, p. 14- 23, 2012. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2011.12.001>>. Acesso em: 20 fev. 2023

RICCIARDI, A.; BLACKBURN, T.M.; CARLTON, J.T.; DICK, J.T.A.; HULME, P.E.; IACARELA, J.C.; JESCHKE, J.M.; LIEBHOLD, A.M.; LOCKWOOD, J.L.; MACLSAAC, H.J.; PYSEK, P.; RICHARDSON, D.M.; RUIZ, G.M.; SIMBERLOFF, D.; SUTHELAND, W.J.; WARDLE, D.A.; ALDRIGE, D.C. Invasion Science: A Horizon Scan of Emerging Challenges and Opportunities. **Trends in Ecology & Evolution**, v.32, n.6, 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.tree.2017.03.007>>. Acesso em: 20 fev. 2023

R CORE TEAM, 2018. **R: A Language and Environment for Statistical Computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>

ROY, H.E., DE CLERCQ, P., LAWSON HANDLEY, L.-J., SLOGGETT, J.J., POLAND, R.L., WAJNBERG, E. Alien arthropod predators and parasitoids: na ecological approach. **BioControl**, v. 56, p. 375-382, 2011. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s10526-011-9388-0>>. Acesso em: 12 fev. 2023

SANTOS, G.R.; SILVA, A.B.; CORREIA, A.N.C.L.; VILELA, S.L.S.; ARAUJO, K.D. Invertebrados da macrofauna e mesofauna do solo em ambiente de caatinga arbóreo-arbustiva, em Santana do Ipanema, Semiárido Alagoano. **REGNE**, v.2, 2016. Disponível em: <<https://doi.org/10.21680/2447-3359.2016v2n0ID10550>>. Acesso em: 12 fev. 2023

SCHIRMEL, J.; BUCHHOLZ, S. Invasive moss alters patterns in life-history traits and functional diversity of spiders and carabids. **Biol Invasions**, v.15, p.1089-1100, 2013. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s10530-012-0352-4>>. Acesso em: 12 fev. 2023

SCHIRMEL, J.; BUNDSCHUH, M.; ENTLING, M.H.; KOWARIK, I.; BUCHHOLZ, S. Impacts of invasive plants on resident animals across ecosystems, taxa, and feeding types: A global assessment'. **Global Change Biology**, v.22, n.2, p.594–603, 2016. <https://doi.org/10.1111/gcb.13093>>. Acesso em: 12 fev. 2023

SILVA, L.C..S. **Análise da vegetação e organismos edáficos em área de Caatinga na Serra da Caiçara, Maravilha, Alagoas**.2017. 100f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Federal de Alagoas. 2017. Disponível em: <<http://www.repositorio.ufal.br/jspui/handle/riufal/2112>>. Acesso em: 12 fev. 2023

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, n. 1, p. 39-45, 2016. Disponível em: <[https:// doi.org/10.5039/agraria.v11i1a5357](https://doi.org/10.5039/agraria.v11i1a5357)>. Acesso em: 20 mar. 2023

SOUSA, F.Q.; ANDRADE, L. A.; SILVA, P.C.C.; SOUZA, B.C.Q.; XAVIER, K.R.F. Banco de sementes do solo de caatinga invadida por *Cryptostegia madagascariensis* Bojer ex Decne. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v.12, n.2, p.220-226, 2017. Disponível em: <[https:// doi.org/10.5039/agraria.v12i2a5440](https://doi.org/10.5039/agraria.v12i2a5440)>. Acesso em: 20 mar. 2023

SOUZA, T.A.F.; RODRIGUEZ-ECHEVERRIA, S.; ANDRADE, L.A.; FREITAS, H. Could biological invasion by *Cryptostegia madagascariensis* alter the composition of the arbuscular mycorrhizal fungal community in semi-arid Brazil? **Acta Botanica Brasilica**, v.30, p.93-101, 2016. Disponível em: <[https:// doi.org/10.1590/0102-33062015abb0190](https://doi.org/10.1590/0102-33062015abb0190)>. Acesso em: 20 mar. 2023

SOUZA, T.A.F.; FREITAS, H. Arbuscular mycorrhizal fungal community assembly in the Brazilian tropical seasonal dry forest. **Ecological Processes**, v.6, n.01, 2017. Disponível em: <[https:// doi.org/10.1186/s13717-017-0072-x](https://doi.org/10.1186/s13717-017-0072-x)>. Acesso em: 20 mar. 2023

SOUZA, J.T.A.; SOUZA, M.S.; LIMA, G.F.C.; CAVALCANTE, L.F.; BATISTA, J.L.; MEDEIROS, M.R. Macrofauna do solo cultivado com palma forrageira sem e com cobertura edáfica. **Acta Biológica Catarinense**, v.5, n.3, p.33-41, 2018. Disponível em: <[https:// doi.org/10.21726/abc.v5i3.498](https://doi.org/10.21726/abc.v5i3.498)>. Acesso em: 20 mar. 2023

TEIXEIRA, P.C.; DONAGEMMA, G.K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W.G. **Manual de métodos de análise do solo**. (3ª ed.) Embrapa Solos, Brasília. 2017. 574p. Disponível em: <[https:// www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1085209/manual-de-metodos-de-analise-de-solo](https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1085209/manual-de-metodos-de-analise-de-solo)>. Acesso em: 20 mar. 2023

TRIPLEHORN, C. A.; JOHNSON, N. F. **Estudo dos insetos** – tradução da 7ª edição de Borror and delong's introduction to the study of insects. São Paulo, Cengage Learning. 2011. 809 p.

VARRIANO, S.; PATEL, K.; LEFLER, L.; KIRKSEY, C. TURNER, A.; MORAN, M. D. Effects of *Lespedeza cuneata* invasion on tallgrass prairie plant and arthropod communities. **Biological Invasions**, v.22, p.3067-3081, 2020. Disponível em: <[https:// doi.org/10.1007/s10530-020-02310-9](https://doi.org/10.1007/s10530-020-02310-9)>. Acesso em: 20 mar. 2023

VILLA LOBOS-VEGA, R.; GOLDSTEIN, G.; HARIDASAN, M.; FRANCO, A.C.; MIRALLES-WILHELM, F.; SCHOLZ, F.G.; BUCCI, S.J. Leaf litter manipulations alter soil physicochemical properties and tree growth in a Neotropical savanna. **Plant Soil**, v.346, p.385-397, 2011. Disponível em: <[https:// doi.org/10.1007/s11104-011-0860-5](https://doi.org/10.1007/s11104-011-0860-5)>. Acesso em: 20 mar. 2023

ZENG, A.; HU, W.; ZENG, C.; SUN, Z.; GAO, D. Litter decomposition and nutrient dynamics of native species (*Cyperus malaccensis*) and alien invasive species (*Spartina alterniflora*) in a Typical Subtropical Estuary (Min River) in China. **Estuaries and Coasts**, v.43, p.1873-1883, 2020. Disponível em: <[https:// doi.org/10.1007/s12237-020-00744-x](https://doi.org/10.1007/s12237-020-00744-x)>. Acesso em: 20 mar. 2023

ZHANG, P.; LI, B.; WU, J.; HU, S. Invasive plants differentially affect soil biota through litter and rhizosphere pathways: a meta-analysis. **Ecology Letters**, v.22, p.200-210, 2018. Disponível em: <[https:// doi.org/10.1111/ele.13181](https://doi.org/10.1111/ele.13181)>. Acesso em: 20 mar. 2023

CAPÍTULO III

**EFEITOS DA ESPÉCIE INVASORA *Cryptostegia madagascariensis* Bojer ex
Decne NA DIVERSIDADE DE FUNGOS MICORRÍZICOS ARBUSCULARES**

RESUMO

A introdução de espécies invasoras pode alterar as propriedades químicas do solo e a comunidade edáfica, em particular, os fungos micorrízicos arbusculares (FMA). Os efeitos da invasora *Cryptostegia madagascariensis* na composição da micorrizas na região da Caatinga ainda são pouco conhecidas. Objetivou-se de analisar os efeitos da invasão biológica por *C. madagascariensis* na riqueza e diversidade da comunidade de fungos micorrízicos arbusculares em gradiente espacial e dos atributos químicos em um fragmento de Caatinga no semiárido paraibano. Um ambiente de vegetação de Caatinga com presença de maciços populacionais da espécie invasora *C. madagascariensis* (ambiente com invasora) e um ambiente de vegetação de Caatinga (ambiente sem invasora). Para cada ambiente foram estabelecidos quatro transectos de 15 m de comprimento. Em cada transecto foram demarcadas distâncias à cada cinco metros, e assim coletadas 4 amostras de solo para identificação das espécies de FMA e determinação dos atributos químicos do solo (n=64 amostras para os dois ambientes). Para identificação da comunidade de FMA foi utilizado a extração dos esporos pelo método de peneiramento úmido seguido de centrifugação em gradiente de sacarose à 40% por 1 minuto à 1000 rpm. Para a caracterização da comunidade de FMA foram calculados a frequência de ocorrência, o índice de riqueza, de diversidade de Shannon e de dominância de Simpson. Para os atributos químicos foram avaliados a fertilidade do solo para os dois ambientes estudados. Os dados foram submetidos ao teste de Shapiro-Wilk para avaliar a distribuição normal dos dados e transformados em log₁₀. Foi empregada ANOVA do tipo “two-way” para avaliar as diferenças existentes entre os ambientes e as distâncias no transecto, e as médias comparadas pelo teste de Bonferroni ($p < 0,05$). Foram observadas diferenças significativas na composição da comunidade de FMA, provocando aumento na frequência de ocorrência da espécie *Claroideogomus etunicatum*, e redução na riqueza, na diversidade e dominância de espécies de FMA no ambiente com presença da invasora *C. madagascariensis*. Nos atributos químicos do solo a presença da *C. madagascariensis* promoveu aumento nos teores de Na⁺, Ca²⁺ e carbono orgânico total. Concluiu-se que *C. madagascariensis* reduziu a riqueza e diversidade de espécies de FMA, enquanto promoveu a frequência de ocorrência de *C. etunicatum*, bem como incrementos nos teores de Na⁺, Ca²⁺ e carbono orgânico de um Neossolo Flúvico.

Palavras-chave: Espécies exóticas; simbiontes, micorrizas em Neossolo Flúvico.

ABSTRACT

The introduction of invasive species can alter the chemical properties of the soil and the edaphic community, in particular, arbuscular mycorrhizal fungi (AMF). The effects of the invasive *Cryptostegia madagascariensis* on the composition of mycorrhizae in the Caatinga region are still poorly understood. The objective of this study was to analyze the effects of biological invasion by *C. madagascariensis* on the richness and diversity of the arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) community in spatial gradient and chemical attributes in a Caatinga fragment in the semi-arid region of Paraíba. An environment of Caatinga vegetation with the presence of population masses of the invasive species *C. madagascariensis* (environment with invasive) and an environment of Caatinga vegetation (environment without invasive). For each environment, four 15 m long transects were established. In each transect, distances were demarcated every five meters, and thus four soil samples were collected to identify the AMF species and to determine the chemical attributes of the soil (n = 64 samples for both environments). To identify the AMF community, spore extraction was used by the wet sieving method followed by centrifugation in a 40% sucrose gradient for 1 minute at 1000 rpm. For the characterization of the AMF community, the frequency of occurrence, the wealth index, Shannon's diversity and Simpson's dominance were calculated. For the chemical attributes, soil fertility was evaluated for the two studied environments. The data were submitted to the Shapiro-Wilk test to assess the normal distribution of the data and transformed into log₁₀. Two-way ANOVA was used to assess the differences between the environments and the distances in the transect, and the means compared by the Bonferroni test ($p < 0.05$). Significant differences were observed in the composition of the AMF community, causing an increase in the frequency of occurrence of the species *Claroideogomus etunicatum*, and a reduction in the richness, diversity and dominance of AMF species in the environment with the presence of the invasive *C. madagascariensis*. In the chemical attributes of the soil, the presence of *C. madagascariensis* promoted an increase in the contents of Na⁺, Ca²⁺ and total organic carbon. It was concluded that *C. madagascariensis* reduced the richness and diversity of AMF species, while promoting the frequency of occurrence of *C. etunicatum*, as well as increases in the levels of Na⁺, Ca²⁺ and organic carbon of a Entisols.

Keyword: Exotic species; symbionts; micorrizae in Fluvic Entisol.

1 INTRODUÇÃO

Espécies exóticas invasoras representam um das maiores ameaças ao funcionamento natural dos ecossistemas, pois quando introduzidas e estabelecidas no novo ambiente são capazes de reduzir a diversidade da comunidade de plantas nativas, bem como comprometer as funções ecológicas do solo (CHAFFIN et al., 2016), em especial a comunidade de simbioses como as micorrizas arbusculares (SOUZA et al., 2018).

Além disso, os efeitos provocados pelas espécies exóticas com potencial invasor podem resultar na alteração da produção primária líquida, na ciclagem de nutrientes e na regeneração natural ao inibir o banco de sementes das espécies nativas (BLACKBURN et al., 2020). Contudo, espécies invasoras podem provocar diferentes respostas à comunidade de fungos micorrízicos arbusculares (FMA) (CHEN et al., 2015). E com base em estudos recentes, a composição e a abundância de FMA podem influenciar no estabelecimento, na sobrevivência e no processo de invasão biológica (AERTS et al., 2017).

Dentre as espécies de plantas exóticas invasoras identificadas na Caatinga, *Cryptostegia madagascariensis* Bojer ex Decne., tem ganhado ênfase por seu poder invasivo e seus impactos no ambiente (ANDRADE, 2013). Poucos relatos apontam que esta invasora foi introduzida no Brasil com fins paisagísticos, porém, tornou-se uma séria ameaça à diversidade da flora nativa na região semiárida (SOUSA et al., 2016). No entanto, ainda são prévias as respostas sobre os efeitos da invasão biológica pela espécie *C. madagascariensis* na composição da comunidade de fungos micorrízicos arbusculares na Caatinga (LUCENA et al., 2018).

Estudos com base na genética de FMA, sustentam a hipótese que a composição e a abundância de FMA podem influenciar no estabelecimento, na sobrevivência e na invasão biológica (YANG et al., 2016). É importante mencionar que na Caatinga, a associação micorrízica é fundamental para auxiliar as plantas nativas a superarem estresses abióticos e bióticos (GERZ et al., 2018).

Diante disso, esta pesquisa busca avaliar a relação solo-planta-organismos em áreas com vegetação de Caatinga invadidas pela espécie exótica *C. madagascariensis* e, responder as hipóteses: (I) a espécie invasora *C. madagascariensis*, buscando adaptar-se ao novo habitat pode causar modificações na abundância, na riqueza ou na diversidade da comunidade de fungos micorrízicos

arbusculares e; (II) *C. madagascariensis* pode promover seu crescimento invasivo através de seus exsudados radiculares alterando os atributos químicos de um Neossolo Flúvico em ambiente de Caatinga.

Com isso, objetivou-se avaliar os efeitos da espécie invasora *C. madagascariensis* na riqueza e diversidade da comunidade de fungos micorrízicos arbusculares e nos atributos químicos do solo em gradiente espacial em um fragmento de Caatinga no semiárido paraibano.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Localização das Áreas de Estudo

A pesquisa foi realizada em condições de campo na Mesorregião do Sertão paraibano no município de Pombal-PB. A vegetação típica da área experimental é do tipo Savana Estépica Florestada (Caatinga), contendo trechos de Floresta Estacional Decidual (IBGE, 2012), e o solo classificado como Neossolo Flúvico (EMBRAPA, 2006).

Foram selecionados dois ambientes distintos e adjacentes. Um ambiente de vegetação de Caatinga com presença de maciços populacionais da espécie invasora *C. madagascariensis* (ambiente com invasora) e um ambiente de vegetação de Caatinga (ambiente sem invasora). A seleção dos ambientes amostrais ocorreu por meio de estudo preliminar, observando um gradiente visual de indivíduos arbóreos adultos para os dois ambientes. Para o ambiente de Caatinga sem a presença da invasora identificou-se indivíduos arbóreos adultos e que apresentavam maior frequência de ocorrência, como a espécie nativa *Mimosa teinuiflora* ((Wild) Poir.), e para o ambiente de Caatinga com presença da invasora *C. madagascariensis*, selecionou-se indivíduos que estavam totalmente recobertos pela invasora (Fig.1).

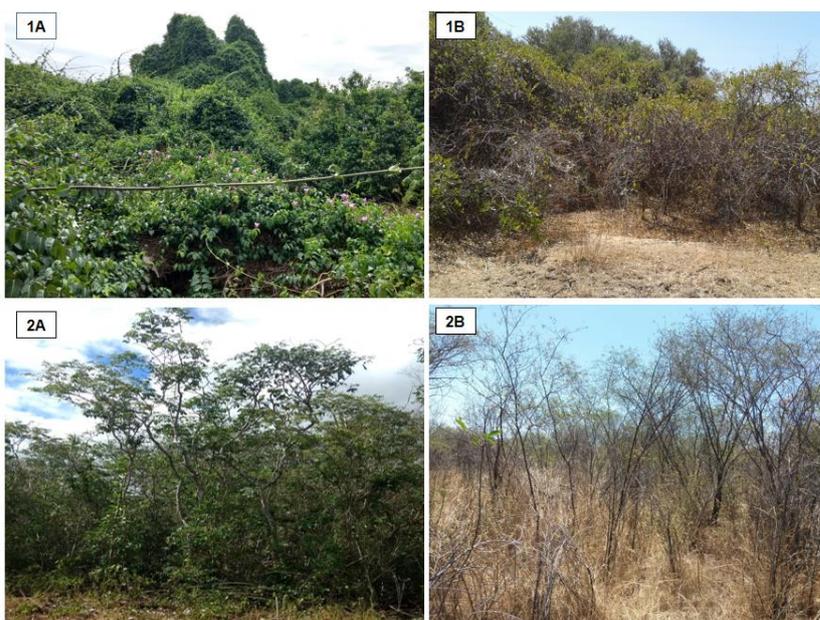


Fig. 1. Aspecto geral da vegetação na área experimental, ambiente com presença de *C. madagascariensis* no período chuvoso (1A) e período seco (1B), e ambiente com vegetação nativa no período chuvoso (2A) e período seco (2B) respectivamente. Fonte: Lucena (2021)

A caracterização geográfica dos ambientes de estudo está disposta na Tabela 1, cujo nome das espécies padrão para cada ambiente constam em negrito.

Tabela 1. Descrição dos ambientes de estudo (EMBRAPA, 2006; IBGE, 2012)

Descrição dos Ambientes de Estudo	
Área da Propriedade	143 hectares
Coordenadas Geográficas	6°47'34.1" S e 37°49'10.7" W
Altitude	183 metros
Solo	Neossolo Fúlvico
Vegetação	Savana Estépica Florestada
Relevo	Suave ondulado
Clima	28°C, BSh (semiárido e quente)
Precipitação	963,07 mm
Caracterização do Componente Florístico	
Ambiente com invasora	Ambiente sem invasora
<i>Cryptostegia madagascariensis</i>	<i>Aspidosperma pyriformium</i> Mart. & Zucc
<i>Calotropis procera</i> Ait.	<i>Croton sonderianus</i> Muell. Arg
<i>Jatropha mollissima</i> L.	<i>Cereus jamacaru</i> P. DC.
<i>Licania rigida</i> Benth	<i>Jatropha mollissima</i> L.
<i>Mimosa teinuiflora</i> (Wild) Poir.)	<i>Melocactus zehntneri</i> (Britton & Rose)
<i>Prosopis juliflora</i> (Sw.) DC.	Luetzelburg
<i>Urtica dioica</i> L.	<i>Mimosa teinuiflora</i> ((Wild) Poir.)
	<i>Poincianella pyramidalis</i> (Tul.) L. P. Queiroz
	<i>Urtica dioica</i> L.
	<i>Sarcophalus joazeiro</i> (Mart.) Hauenschild (N)

2.2 Delineamento Experimental

Para cada ambiente avaliado foram estabelecidos quatro transectos de 15 m de comprimento. Em cada transecto foram demarcadas distâncias à cada cinco metros, e assim coletadas amostras de solo para identificação das espécies de fungos micorrízicos arbusculares (FMA) e para os atributos químicos do solo (Fig.2). Para identificação dos FMA foram coletadas quatro amostras por distância (n=16 por transecto), sendo 64 amostras por ambiente, totalizando 128 amostras para os dois ambientes, na profundidade de 0-10 cm.

Para a determinação dos atributos químicos do solo foram coletadas quatro amostras por transecto e ambiente (n=16), totalizando 32 amostras de solo para os ambientes com e sem invasora.

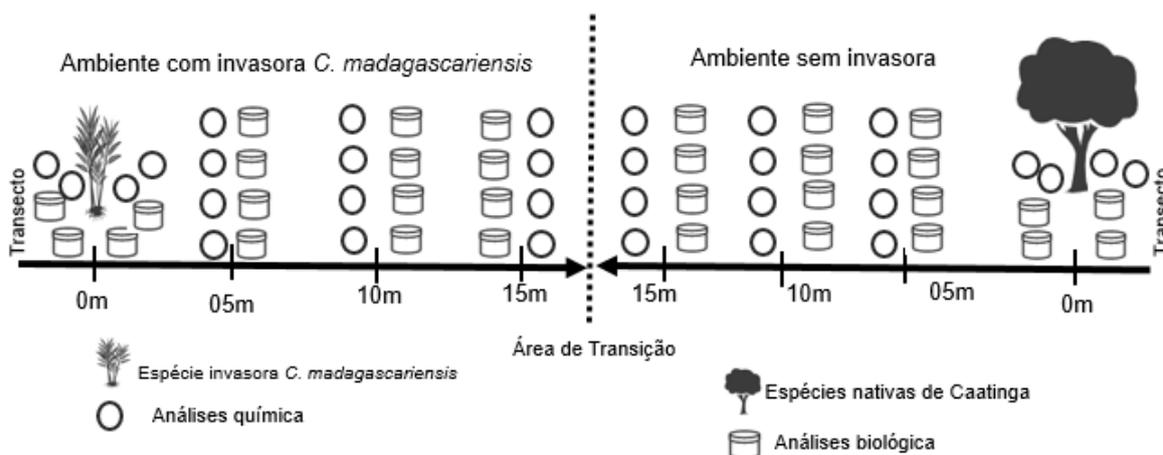


Fig. 2. Esquema da disposição dos transectos na área de estudo. Fonte: Adaptado de Lucena et al., (2018)

2.3 Análises Químicas do Solo

Para os atributos químicos do solo, previamente, as amostras foram postas para secar ao ar e peneiradas em malha de 2,00 mm (TFSA). Foram determinados os seguintes atributos: pH em água (1:2,5), teores de P e K extraídos por meio da solução extratora de Mellich⁻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⁻¹ e quantificados por complexometria com EDTA 0,0125 M.

O carbono orgânico foi estimado segundo a metodologia com oxidação em 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), no Laboratório de Química e Fertilidade do Centro de Ciências Agrárias – CCA, Campus II, na Universidade Federal da Paraíba (UFPB).

2.4 Caracterização da Comunidade de Fungos Micorrízicos Arbusculares (FMA)

Para identificação da comunidade de FMA foi utilizado a extração dos esporos pelo método de peneiramento úmido (Fig. 3), com utilização de peneiras de malhas de 75; 38 e 0,053 mm (GERDEMANN; NICOLSON, 1963), seguido de centrifugação em gradiente de sacarose à 40% por 1 minuto à 1000 rpm (JENKINS, 1964). Após este procedimento prévio, verteu-se o sobrenadante cuidadosamente sobre a peneira de 0,053 mm, em seguida lavados com o auxílio de uma pisseta em água corrente para remoção da solução de sacarose. Posteriormente à remoção da sacarose, os

esporos foram separados de acordo com os seus respectivos morfotipos (acaulosporoide, gigasporóide, glomóide, pendicisporóide e radial-glomoide) em lupa estereoscópica.



Fig. 3. Método de extração de esporos por peneiramento úmido. Fonte: Lucena (2021)

Após separação dos morfotipos de FMA foram montadas lâminas com PVLG e PVLG adicionado reagente de Melzer para identificação taxonômica, considerando as características morfológicas das paredes dos esporos e estruturas especiais (escudo de germinação, peridium e “orb” de germinação).

Realizou-se a identificação das espécies de FMA (SCHENCK; PEREZ, 1990), e por consulta à coleção internacional de cultura de banco de dados de fungos micorrízicos arbusculares disponíveis no site do INVAM (<http://invam.caf.wvu.edu>). Também foram adotados a classificação proposta por Oehl et al. (2011), bem como incluindo novos táxons descritos recentemente por Goto et al. (2012), e Sieverding et al. (2014).

2.5 Análises Estatísticas

Os dados foram submetidos ao teste de Shapiro-Wilk para avaliar a distribuição normal dos dados e transformados em log₁₀. Foi empregada ANOVA do tipo “two-way” para avaliar as diferenças existentes entre os ambientes e as distâncias no transecto. As médias dos tratamentos foram comparadas pelo teste de Bonferroni ($p < 0,05$).

Para a caracterização da comunidade de FMA 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).

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 quais variáveis respondem pela maior variabilidade dos dados. Todas as análises estatísticas foram realizadas com auxílio do *software* R (R CORE TEAM, 2018).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Densidade e Frequência de Fungos Micorrízicos Arbusculares (FMA)

No total foram identificadas 20 espécies de FMA nos dois ambientes (Tabela 2). As espécies de FMA identificadas estão distribuídas em cinco famílias: Acaulosporaceae (com 2 espécies de *Acaulospora*), Claroideoglomeraceae (com 2 espécies de *Claroideogomus*), Dentiscutataceae (com 2 espécies de *Dentiscutata*), Gigasporaceae (com 4 espécies de *Gigaspora*, 1 espécie de *Quatunica*, 2 espécies de *Racocetra* e 2 espécies de *Scutellospora*) e Glomeraceae (com 3 espécies de *Funneliformes*, 2 espécies de *Glomus* e 1 espécie de *Rhizoglomus*).

Observou-se diferenças significativas na densidade de esporos ($p < 0,001$) entre os ambientes e as distâncias avaliadas. A densidade total de esporos (número de esporos em 100 g de solo), variou de 02 a 64 esporos no ambiente com invasora e de 10 a 35 esporos ambiente sem invasora, respectivamente. As maiores densidades de esporos foram observadas no ambiente sem invasora entre as distâncias de 10m e 15m, exceto para a distância abaixo da copa (0m) no ambiente com invasora *C. madagascariensis* (Fig.4). O número de esporos (g de solo) variou de 0,07 a 2,53 esporos g^{-1} de solo no ambiente com invasora *C. madagascariensis* e no ambiente sem invasora a variação foi de 0,46 a 1,35 esporos g^{-1} de solo.

Tabela 2. Famílias e espécies de fungos micorrízicos arbusculares em Neossolo Flúvico em gradiente longitudinal em área de Caatinga com presença da invasora *C. madagascariensis*, Pombal, Paraíba.

Famílias	Espécies de FMA	Ambiente com Invasora				Ambiente sem Invasora			
		0m	05m	10m	15m	0m	05m	10m	15m
Acaulosporaceae	<i>Acaulospora dentiscutata</i> Sieverd. & S. Toro	X	-	-	-	-	X	X	X
	<i>Acaulospora tuberculata</i> Janos & Trappe	-	-	-	-	-	-	-	X
Claroideoglomeraceae	<i>Claroideogomus etunicatum</i> W.C. (Becker & Gerd.) C. Walker & Schüßler	X	X	X	X	X	X	X	-
	<i>Claroideogomus claroideum</i> (N.C. Schenck & G.S. Sm.) C. Walker & Schüßler	-	X	-	-	-	-	-	X
Dentiscutataceae	<i>Dentiscutata cerradensis</i> (Spain & J. Miranda) Sieverd., F.A. Souza & Oehl	X	-	-	-	X	X	X	-
	<i>Dentiscutata heterogama</i> (T.H. Nicolson & Gerd.) Sieverd., F.A. de Souza & Oehl	-	-	-	-	-	-	X	X
Gigasporaceae	<i>Gigaspora albida</i> N.C. Schenck & G.S. Sm	X	X	-	-	X	X	-	X
	<i>Gigaspora gigantia</i> (T.H. Nicolson & Gerd.) Gerd. & Trappe	X	X	X	X	X	X	X	-
	<i>Gigaspora margarita</i> Becker & Hall	-	X	-	-	-	X	X	-
	<i>Gigaspora decipiens</i> I.R. Hall & L.K. Abbott	-	-	-	-	-	-	X	X
	<i>Quatunica erythropus</i> (Koske & C. Walker) F.A. Souza, Sieverd. & Oehl,	X	-	-	-	X	X	X	-
	<i>Racocetra verrugosa</i> (Koske & C. Walker) Sieverd. Oehl, F. A. Souza & Sieverd	-	X	X	-	-	-	-	-
	<i>Racocetra coralloidea</i> (Trappe, Gerd. & I. Ho) Oehl, F.A. Souza & Sieverd	-	-	-	-	-	-	-	X
<i>Scutellospora calospora</i> (Nicol. & Gerd.) C. Walker & FE Sanders	-	X	-	-	-	-	X	-	

	<i>Scutellospora coremioide</i> (Berk. & Broome) D. Redecker & J.B. Morton)	-	-	-	-	-	-	-	X
	<i>Glomus multicaule</i> Gerdemann & B.K. Bakshi	X	-	-	-	-	-	-	-
	<i>Funneliformes caledonius</i> (T.H. Nicolson & Gerd.) C. Walker & A. Schüßler	X	-	-	-	-	-	-	-
Glomeraceae	<i>Funneliformes geosporum</i> (T.H. Nicolson & Gerd.) C. Walker & Schüßler	X	X	-	-	-	-	-	X
	<i>Funneliformes mossae</i> T.H Nicolson & Gerd.) C. Walker & A. Schüßler	-	X	X	X	-	-	-	-
	<i>Rhizoglomus aggregatum</i> (N.C. Schenck & G.S. Sm.) Sieverd., G.A. Silva & Oehl	X	-	-	-	-	-	-	-

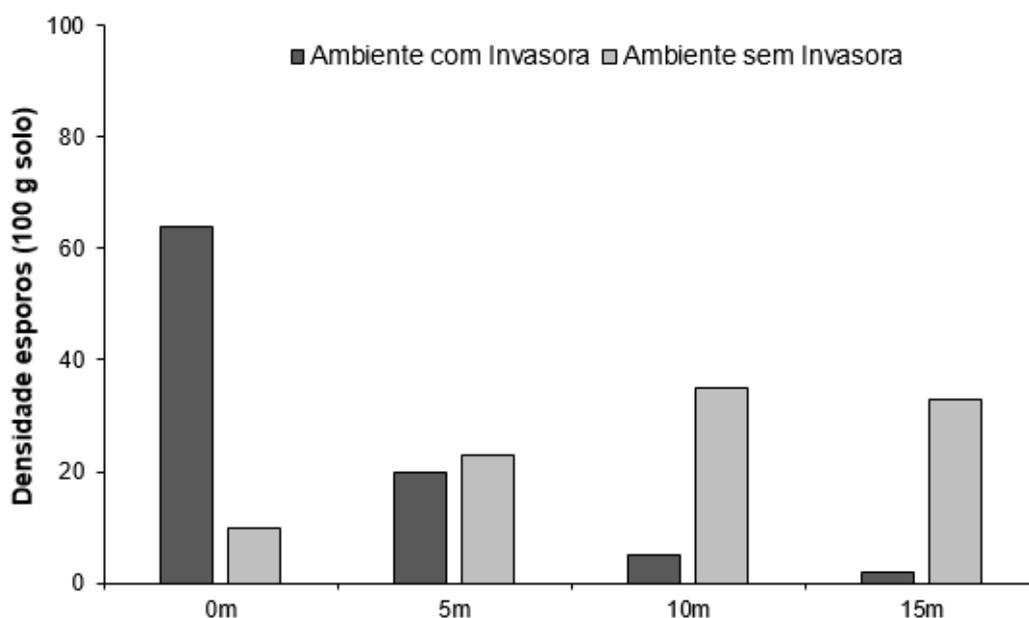


Fig. 4. Densidade de esporos no solo (100 g solo) em ambiente com invasora *C. madagascariensis* e sem a invasora em área de Caatinga, Pombal, Paraíba. Fonte: Lucena (2021)

Em estudo realizado por Caracaca et al. (2020), em solos de ambiente semiárido sob efeito de invasão por *Nicotiana glauca*, identificaram 20 espécies de FMA. Em área de Caatinga, Souza et al. (2016a), identificaram 19 espécies de FMA em diferentes classes de solo e estágios de invasão biológica, este também avaliando a espécie alvo desse estudo. Em solo sob vegetação de Caatinga, Silva et al. (2019), identificaram seis espécies de FMA distribuídas entre os gêneros *Ambispora*, *Gigaspora*, *Glomus* e *Rhizophagus*. Os gêneros de FMA identificados nas áreas de estudo são comuns em ambientes semiáridos do Brasil, a exemplo de *Acaulospora*, *Claroideogomus*, *Dentiscutata*, *Funneliformes*, *Gigaspora*, *Rhizoglomus* e *Scutellospora*, fato que dão suporte às respostas obtidas neste estudo (SILVA et al., 2014).

Observa-se no ambiente com invasora, o aumento na densidade de FMA abaixo da copa (0m) da *C. madagascariensis*, cerca de 6 vezes superior à mesma distância no ambiente sem invasora, o que confirma a hipótese proposta neste estudo de plantas invasoras provocam alterações na estrutura da comunidade de fungos micorrízicos arbusculares. Fato também corroborado por Zubek et al. (2016) e Andersen et al. (2019). Em estudo realizado por Souza et al. (2016a), avaliando a mesma espécie invasora em um Vertissoloso sob diferentes estágios de invasão, observaram que o número de esporos (g de solo), variou de 0,86 e 2,74 esporos g de

solo nos ambientes com presença da invasora *C. madagascariensis*, e o número de esporos na área com vegetação nativa foi de 5,17 esporos g de solo.

Quanto as maiores densidades de esporos encontradas no ambiente sem invasora, possivelmente deve-se a maior diversidade das espécies vegetais nos estratos arbóreos e herbáceos, que pode exercer maior influência sobre a densidade de FMA em relação ao ambiente com invasora (CÂMARA et al., 2016). Outra condição também pode responder, pois se a espécie de planta exótica não é uma hospedeira favorável para as micorrizas nativas, a energia fornecida para o simbionte pode não ser suficiente para iniciar o processo de esporulação, podendo à médio prazo resultar em diminuição do número de esporos (GROVE et al., 2017).

Desse modo, a redução no número de esporos de FMA observado no ambiente com invasora para as distâncias de 10m e 15m pode estar associado a esse fenômeno. Em ambientes de vegetação nativa de Caatinga sob efeitos de diferentes manejos do solo, Pereira et al. (2018) e Silva et al. (2019), observaram maiores densidades de esporos nas áreas com vegetação nativa, com médias de 8 a 37,8 e 1 a 73 esporos (50 g de solo), respectivamente, respostas que assemelham-se ao presente estudo.

Para a frequência de ocorrência, as espécies de FMA identificadas foram reunidas em três grupos: espécies raras (R: frequência de ocorrência menor que 10%), espécies comuns (C: frequência de ocorrência > 11% e < 30%), e espécies dominantes (D: frequência de ocorrência > 31%) segundo proposto por Souza et al. (2016b).

Como observado comportamentos distintos na rizosfera entre os ambientes demonstrado na figura 5.1 anteriormente, o aumento no número de esporos no ambiente com invasora *C. madagascariensis*, gerou dominância e maior frequência de ocorrência para *C. etunicatum* (58,90%), cerca de 1,5 vezes superior à frequência do ambiente sem invasora (39,13%).

Em contrapartida, a presença da *C. madagascariensis* causou efeito negativo pela redução na frequência de ocorrência das espécies *Q. erythropus* (1,18%), *G. albida* (1,58%), e *G. gigantia* (1,18%), quando comparado ao ambiente sem invasora (13,04%, 19,56% e 19,56%), respectivamente (Tabela 2).

Tabela 3. Frequência de ocorrência (%) e classificação (Clas) de espécies de fungos micorrízicos arbusculares em gradiente longitudinal em área de Caatinga com presença de *Cryptostegia madagascariensis*, Pombal, Paraíba.

Espécies de FMA	Ambiente com Invasora					Ambiente sem Invasora				
	Distância no transecto (Fr%)					Distância no transecto (Fr%)				
	0m	5m	10m	15m	Clas	0m	5m	10m	15m	Clas
<i>A. dentiscutata</i>	7,51	-	-	-	R	-	4,30	4,96	0,74	R
<i>A. tuberculata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	5,18	R
<i>C. etunicatum</i>	58,90	20,43	50,00	42,86	D	39,13	17,21	14,18	-	D
<i>C. claroideum</i>	-	2,15	-	-	R	-	-	-	20,00	C
<i>D. cerradensis</i>	9,90	-	-	-	R	8,69	17,21	17,73	-	C
<i>D. heterogama</i>	-	-	-	-	-	-	-	5,68	5,92	R
<i>G. albida</i>	1,58	18,27	-	-	C	19,56	10,75	-	24,44	C
<i>G. gigantea</i>	1,18	8,60	18,75	14,28	C	19,56	27,96	13,47	-	C
<i>G. margarita</i>	-	4,30	-	-	R	-	4,30	8,51	-	R
<i>G. decipiens</i>	-	-	-	-	-	-	-	8,51	9,84	R
<i>Q. erythropus</i>	1,18	-	-	-	R	13,04	18,27	7,09	-	C
<i>R. verrucosa</i>	-	1,07	25,00	-	C	-	-	-	-	-
<i>R. coralloidea</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	14,07	C
<i>S. calospora</i>	-	15,05	-	-	C	-	-	21,98	-	C
<i>G. coremioides</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	0,74	R
<i>G. multicaule</i>	1,18	-	-	-	R	-	-	-	-	-
<i>F. caledonius</i>	3,16	-	-	-	R	-	-	-	-	-
<i>F. geosporum</i>	11,06	25,81	-	-	C	-	-	-	19,25	C
<i>F. mosseae</i>	-	4,30	6,25	42,86	D	-	-	-	-	-
<i>R. agrregatum</i>	4,34	-	-	-	R	-	-	-	-	-
Frequência Total (%)	100	100	100	100		100	100	100	100	

R: espécies raras; C: espécies comuns; D: espécies dominantes

Os resultados obtidos quanto a dominância da espécie *C. etunicatum* para os dois ambientes estudados estão de acordo Teixeira-Rios et al. (2013), onde afirmam que no Bioma Caatinga, *C. etunicatum* corresponde à espécie de FMA com maior frequência de ocorrência e relevância, principalmente em áreas com histórico de degradação, sendo inclusive relatada como uma espécie dominante em ambientes perturbados. Apesar da espécie *C. etunicatum* também ter apresentado dominância no ambiente sem invasora, a elevada dominância (58,90%) observada no ambiente com invasora *C. madagascariensis*, confirmam os impactos dessa invasora na abundância da comunidade de FMA.

Entretanto, Souza et al. (2016a) avaliando a presença da mesma espécie invasora alvo deste estudo, em um Vertissolo sob diferentes estágios de invasão, classificaram a espécie *Rhizoglyphus intraradices* (N.C. Schenck & G.S. Sm.), como a de maior dominância, possivelmente indicando o sucesso da invasão nas áreas estudadas. Essas respostas estão de acordo com Menzel et al. (2016) e Caravaca et al. (2020), ao explicarem que possivelmente a sobrevivência das espécies invasoras possa ser favorecida por alguma espécie de FMA específica, o que constitui uma vantagem competitiva em relação às espécies nativas.

3.2 Índices Ecológicos para Espécies de Fungos Micorrízicos Arbusculares em Área de Caatinga com Presença de *Cryptostegia madagascariensis*

Observou-se diferenças significativas 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 avaliadas nos transectos (Tabela 3). A presença da *C. madagascariensis* causou redução na riqueza total de espécies de FMA (15 espécies) quando comparado ao ambiente sem invasora (18 espécies).

Para a diversidade de Shannon (H') das espécies de FMA, as maiores médias foram obtidas na distância de 5 m da zona de atuação do sistema radicular no ambiente com invasão (1,66 e 0,79). Quanto a dominância de Simpson (C'), as maiores médias foram observadas na distância de 15 e 10 m da zona de atuação do sistema radicular de *M. hostilis* (1,70 e 0,91) no ambiente sem invasora, respectivamente. Em relação ao gradiente longitudinal (distância ao longo do transecto, 0 a 15m), pôde-se constatar que a riqueza no ambiente com *C.*

madagascariensis apresentou maior número de espécies (6 espécies), abaixo da copa (0m) e decresce na distância de 15m (01 espécies). No entanto, condição inversa ocorreu para o ambiente sem invasora ao qual obteve-se a riqueza com média de 7 espécies de FMA à 15 m de distância.

Tabela 4. Número de esporos (g de solo) e índices ecológicos de fungos micorrízicos arbusculares em gradiente longitudinal em área de Caatinga com presença da invasora *Cryptostegia madagascariensis*, Pombal, PB.

Ambientes	Ambiente Invasado				Ambiente Não-invasado			
	0m	5m	10m	15m	0m	5m	10m	15m
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

0m: abaixo da copa; 5m: distante 5m da copa; 10m: distante 10m da copa e 15m: distante 15m da copa. Letras seguidas na mesma linha não diferem entre si pelo teste de Bonferroni ($p < 0,05$).

Outras pesquisas também demonstram os efeitos nocivos das espécies exóticas na diversidade de FMA, como Soumare et al. (2015) analisando a presença da espécie exótica *Eucalyptus camaldulensis* na diversidade de FMA em solos arenosos. Os resultados obtidos neste estudo confirmam a hipótese proposta, onde a presença de *C. madagascariensis* em Neossolos Flúvicos altera a diversidade da comunidade de FMA.

Redução na diversidade de FMA também foram observadas por Souza et al. (2017), avaliando a presença da mesma espécie alvo deste estudo, *C. madagascariensis* em diferentes localidades em ambiente de Caatinga. Contudo, Marinho et al. (2019), obteve valores superiores ao presente estudo, a riqueza de FMA variou de 37 a 56 espécies em ambientes de vegetação natural, e em ambientes com interferências antrópicas as médias foram de 25 a 42 espécies de FMA.

Para a diversidade (H') de espécies de FMA em área de Caatinga, Pontes et al. (2017), obtiveram médias entre 2,24 a 3,45 em áreas com diferentes sistemas de manejo, resultados bem acima do presente estudo. Diversos estudos relatam que a diversidade de plantas e o avanço da invasão biológica em novos habitats são fortemente influenciadas pelas relações simbióticas entre FMA e a planta hospedeira (TRAVESET; RICHARDSON, 2014). Vale ressaltar que, além das raízes de *C.*

madagascariensis atuarem como potenciais atrativos para espécies de FMA, 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 (SOUZA, et al., 2018), que pode resultar em benefício duplo para *C. madagascariensis* a curto prazo, promovendo o aumento substancial de algumas espécies de FMA.

3.3 Atributos Químicos do Solo

Quanto aos atributos químicos do solo, observou-se diferenças significativas nos teores de Na^+ ($p < 0,05$), de Ca^{2+} ($p < 0,05$) e de carbono orgânico do solo ($p < 0,05$) em função dos ambientes avaliados. Não foram observadas diferenças significativas entre as distâncias ao longo do transecto. Os maiores valores de sódio (Na^+) e cálcio (Ca^{2+}) trocáveis e de carbono orgânico no solo foram obtidos no ambiente com *C. madagascariensis* (Tabela 4).

Tabela 5. Atributos químicos em Neossolo Flúvico em área de Caatinga com presença de *Cryptostegia madagascariensis* no município de Pombal, PB (média \pm sd).

Atributos Químicos do Solo	Ambiente Invasado	Ambiente Nativo
pH (água)	5,85 \pm 1,18 a	6,00 \pm 0,57 a
P (mg dm ³)	200,16 \pm 70,51 a	246,16 \pm 111,34 a
K ⁺ (mg dm ³)	132,28 \pm 7,95 a	125,18 \pm 31,65 a
Na⁺ (cmol_cdm³)	0,08 \pm 0,04 a	0,035 \pm 0,005 b
Ca²⁺ (cmol_cdm³)	7,04 \pm 1,34 a	5,85 \pm 1,35 b
Mg ²⁺ (cmol _c dm ³)	6,50 \pm 0,67 a	6,05 \pm 2,97 a
Ca ²⁺ + Mg ²⁺ (cmol _c dm ³)	13,61 \pm 0,64 a	11,63 \pm 4,33 a
Al ³⁺ (cmol _c dm ³)	0,325 \pm 0,05 a	1,57 \pm 0,18 a
C (gkg⁻¹)	4,59 \pm 2,07 a	2,10 \pm 0,18 b
SB (cmol _c dm ³)	14,06 \pm 0,60 a	13,40 \pm 5,17 a
CTC (cmol _c dm ³)	15,71 \pm 2,31 a	13,40 \pm 5,38 a
V%	90,81 \pm 9,49 a	92,55 \pm 7,69 a

P: fósforo; K⁺: potássio; Na⁺: sódio; Ca²⁺: cálcio; Mg²⁺: magnésio; Al³⁺: alumínio; C: carbono; SB: soma de bases; CTC: capacidade de troca de cátions; V%: saturação por bases. Médias seguidas pelas mesmas letras na linha não diferem entre si pelo teste de e Bonferroni ($p < 0,05$).

Os resultados deste estudo evidenciam que a invasora *C. madagascariensis* promove alterações nos atributos químicos do solo, o que confirma nossa hipótese

(II). Algumas espécies exóticas são capazes de provocar alterações na atividade rizosférica e nas propriedades químicas do solo por meio da rizodeposição, exsudação radicular e deposição de serapilheira (CARAVACA et al., 2020). Apesar de não ter sido objeto desse estudo, observa-se que no ambiente com *C. madagascariensis* os teores de Na^+ , K^+ , Ca^{2+} e Mg^{2+} foram superiores ao ambiente sem invasora.

Em ambientes semiáridos, este tipo de alteração nos atributos do solo deve receber especial atenção, devido os solos serem propensos a problemas de salinização (LEITE et al., 2020). Neste caso, além das características intrínsecas da própria espécie e por apresentar elevado poder invasivo, *C. madagascariensis* causou redução na diversidade florística (SOUSA et al. 2016), sendo capaz de alterar a composição da microbiota (SOUZA et al., 2016), comprometendo o ambiente edáfico com potencial para salinização do solo.

Os maiores teores de Na^+ e Ca^{2+} no ambiente com invasora podem indicar que *C. madagascariensis* através da sua atividade radicular libera exsudatos (extrusão de H^+ e ácidos orgânicos), com isso atrai diferentes tipos de microrganismos, podendo estes ser menos efetivos em imobilizar sais solúveis na solução do solo (LEITE et al., 2020). É importante ressaltar que *C. madagascariensis* adapta-se as mais diversas condições edafoclimáticas, e em função da alta produção de biomassa vegetal forma bosques quase impenetráveis (SOUZA et al., 2017), assim contribui com a deposição de material provindo para planta nativa morta. Isto reforça, os maiores teores de carbono orgânico no solo observados no ambiente com a invasora.

Os efeitos de diferentes espécies invasoras nos teores de carbono orgânico do solo também foram observados por Souza et al. (2017), em um Vertissolo e um Neossolo Flúvico em área de Caatinga, onde os maiores teores de carbono orgânico no solo com espécies invasoras foram $9,9 \text{ g kg}^{-1}$, quando comparado ao ambiente nativo $2,52 \text{ g kg}^{-1}$. Essa condição também foi observada por Yang et al. (2016) e Feng et al. (2017), em que a espécie exótica apresentou aumento nos teores de carbono no solo e reduziu os teores de fósforo quando comparado ao ambiente nativo.

Referindo-se aos níveis de Na^+ no solo, Salviano et al. (2016), alcançaram valores para dois perfis de Neossolos Quartzarênicos variando entre 0,01 a $0,18 \text{ cmol} \cdot \text{dm}^{-3}$, e explica que esses resultados deve-se ao grau de intemperismo do solo e/ou profundidade e classe textural dos solos que proporciona boa capacidade de

drenagem e lixiviação de sais ao longo do perfil. Para o carbono orgânico, Aires et al. (2019), obtiveram valores próximos à este estudo, variando de 3,10 g kg⁻¹ (6,20 t ha⁻¹) a 6,035 g kg⁻¹ (12,07 t ha⁻¹), já Silveira et al. (2018), apontam resultados para o carbono orgânico de 6,24 g kg⁻¹.

3.4 Análise de Componentes Principais: Atributos Químicos e Composição da Comunidade de FMA em Área de Caatinga com Presença de *Cryptostegia madagascariensis*

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 para os primeiros componentes (Fig. 5).

Foram observados a formação de dois clusters: correlação positiva para o ambiente com invasora para os teores de carbono orgânico no solo e as espécies de FMA *F. geosporum*, *R. verrugosa*, *F. mossae*, *R. agregatum*, *F. caledorenius*, *G. multicaule* e *C. etunicatum* (cluster 1). O cluster 2 mostrou correlação positiva para o ambiente sem invasora entre as espécies de FAM *A. tuberculata*, *G. albida*, *C. claroideum*, *R. coralloidea* e *S. coremioides*.

No geral, *C. madagascariensis* reduziu a diversidade de FMA e promoveu incrementos significativos de carbono orgânico no solo. A espécie invasora promoveu aumento na frequência de ocorrência de FMA específicos (*C. etunicatum*, *R. verrugosa* e *F. geosporum*), como observado na Tabela 3.

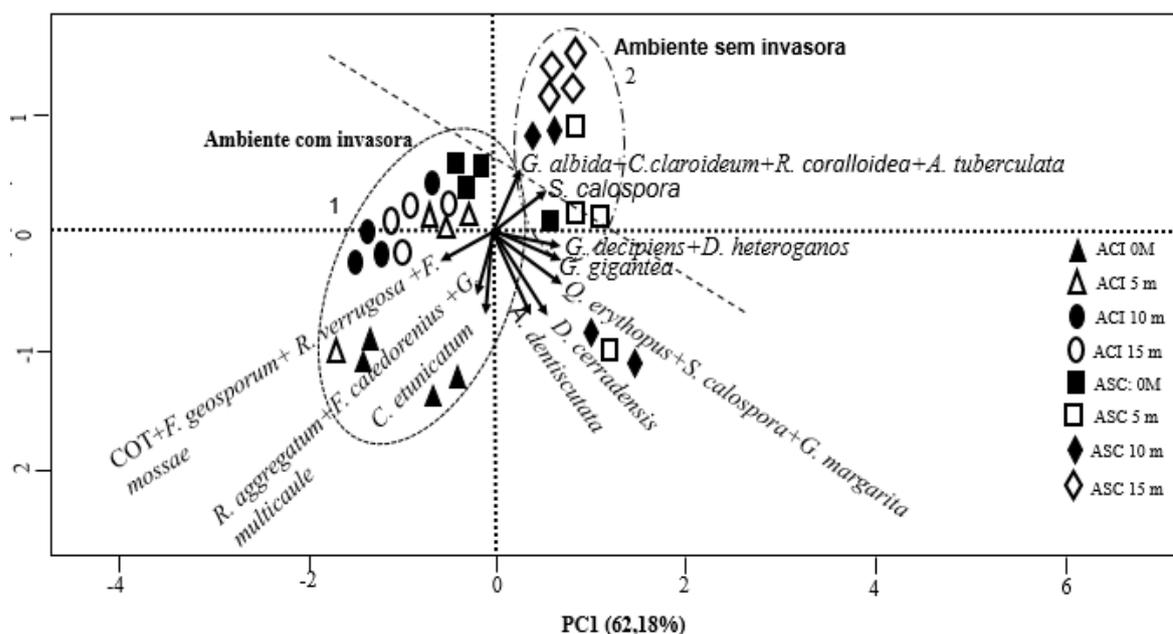


Fig. 5. Análise de componentes principais entre os atributos químicos do solo e espécies de FMA em área de Caatinga com presença da invasora *C. madagascariensis*, Pombal-PB. ACI: ambiente com invasora abaixo da copa; ACI 5M: ambiente com invasora à 05 m; ACI 10m: ambiente com invasora à 10 m; ACI 15m: ambiente com invasora à 15 m; ASI: ambiente sem invasora abaixo da copa; ASI 5m: ambiente sem invasora à 05 m; ASI 10M: ambiente sem invasora à 10 m; ASI 15m: ambiente sem invasora à 15 m.

Como descrito por Caravaca et al. (2020), após estabelecido o processo de invasão, FMA específicos tornam-se mais eficientes na simbiose com a espécie exótica. No entanto, apesar da elevada dominância de *C. etunicatum* neste estudo no ambiente com invasora, ainda não se pode comprovar que esta seja uma espécie dominante para explicar o sucesso de invasão da *C. madagascariensis*, como observado por Souza et al. (2016), onde a espécie *Rhizoglobus intraradices* apresentou dominância na zona rizosférica da mesma espécie estudada em um Vertissolo.

Diante desses resultados prévios, demonstra-se a necessidade de considerar novos estudos relacionando a presença da invasora *C. madagascariensis* como potencial para promover alterações na comunidade edáfica, como *C. claroideum* beneficiando sua simbiose em detrimento de seu estabelecimento no novo habitat (incremento em biomassa, aquisição de água e nutrientes e colonização radicular), bem como nos atributos do solo, a exemplo de salinização de áreas.

4 CONCLUSÕES

- A espécie invasora *C. madagascariensis* provocou alterações na composição da comunidade de FMA, reduzindo a riqueza e a diversidade de espécies em Neossolo Flúvico em área de Caatinga.
- *C. madagascariensis* aumentou a densidade e a frequência de ocorrência de espécies de FMA específicos, como *C. etunicatum* ao longo de todo o gradiente espacial, ao mesmo tempo que causou redução na frequência de ocorrência das espécies *Q. erythropus*, *G. albida* e *G. gigantea*.
- *C. madagascariensis* promoveu alterações nos atributos químicos (Na^+ , Ca^{2+} e carbono orgânico do solo) em Neossolo Flúvico.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A presença da espécie invasora *C. madagascariensis* em ambiente de Caatinga provocou alterações nos ciclos biogeoquímicos, em virtude de sua plasticidade fenotípica e adaptação aos diversos ambientes, além de sua elevada produção de biomassa vegetal. E este estudo contribui com a linha de pesquisa de invasão biológica demonstrando os efeitos da introdução de espécies exóticas com elevado potencial invasor e seus efeitos nos atributos edáficos (temperatura do solo, conteúdo de água no solo, matéria orgânica do solo e biota edáfica) e nos ciclos biogeoquímicos (produção de biomassa vegetal, ciclagem de nutrientes e deposição de serrapilheira) em regiões semiáridas.

C. madagascariensis impactou a estrutura da comunidade edáfica (macrofauna e FMA) em Neossolo Flúvico no semiárido paraibano, causando efeito negativo na diversidade de Ordens e grupos-funcionais da macrofauna e seleção de algumas espécies de FMA favorecendo a aquisição de nutrientes em benefício de seu estabelecimento no novo habitat, comprometendo o funcionamento do ecossistema nativo.

REFERÊNCIAS

AERTS, R.; EWALD, M.; NICOLAS, M.; PIAT, J.; SKOWRONEK, S.; LENOIR, J.; HATTAB, T.; GARZÓN-LÓPEZ, C.X.; FEILHAUER, H.; SCHMIDTLEIN, S. Invasion by the alien tree *Prunus serotina* alters ecosystem functions in a temperate deciduous forest. **Front Plant Science**, v.8, p.179, 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.3389/fpls.2017.00179>>. Acesso em: 12 fev. 2023

AIRES, E.S.; MARINHO, L.B.; GOMES, I.L.S.; SILVA, J.F.M.; SANTOS, K.C.; ANDRADE, E.A.; ARAÚJO, J.F. Alteração nos atributos físico-hídricos de um Neossolo Flúvico sob manejo convencional e orgânico. **Water Resources and Irrigation Management**, v.8, n.1-3, p.1-13, 2019.

ANDERSEN, E.M.; CAMBRELIN, M.N.; STEIDL, R.J. Responses of grassland arthropods to an invasion by nonnative grasses. **Biological Invasions**, v.21, .405-416, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s10530-018-1831-z>>. Acesso em: 12 fev. 2023

ANDRADE, L.A. **Plantas invasoras: Espécies Vegetais Exóticas Invasoras da Caatinga e Ecossistemas Associados**. Areia, Paraíba, 2013.

BLACKBURN, G.; COOKE, T.; CUI, M.; CUSSON, M.; HAMELIN, R.C.; KEENA, M.A.; PICQ, S.; ROE, A.D.; SHI, J.; WU, Y.; PORTH, I. 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, n.04, p. 230-245, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1093/aesa/saz072>>. Acesso em: 12 fev. 2023

CAMARA, R.; PEREIRA, M.G. RANIERI, C.F.S.; PAULA, R.R.; SILVA, E.M.R. Fungos micorrízicos arbusculares em dois fragmentos de restinga periodicamente inundáveis em Marambaia, RJ. **Floram**, v.23, p.33-42, 2016. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/2179-8087.072214>>. Acesso em: 12 fev. 2023

ARAVACA, F.; RODRÍGUEZ-CABALLERO, G.; CAMPOY, M.; SANLEANDRO, P.M.; ROLDÁN, A. 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.217229, 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s11104-020-04497-1>>. Acesso em: 20 fev. 2023

CHAFFIN, C.; GARMESTANI, A.S.; ANGELER, D.G.; HERRMANN, D.L.; STOW, C.A.; NYSTRÖM, M.; SENDZIMIR, J.; HOPTON, M.E.; KOLASA, J.; ALLEN, C.R. Biological invasions, ecological resilience and adaptive governance. **Journal of**

Environmental Management, v.183, p.399-407, 2016. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.04.040>>. Acesso em: 20 fev. 2023

CHEN, X.; LIU, Y.; LIU, H.; WANG, H.; YANG, D.; HUANGFU, C. Impacts of four invasive asteraceae on soil physicochemical properties and AM fungi community. **American Journal of Plant Sciences**, v.6, p.2734-2743, 2015. Disponível em: <<https://doi.org/10.4236/ajps.2015.617274>>. Acesso em: 20 fev. 2023

EMBRAPA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 2. ed. Rio de Janeiro, 2006. 212 p.

FENG, J.; CUI, X.; ZHOU, J.; WANG, L.; ZHU, X.; LIN, G. Effects of exotic and native mangrove forests plantation on soil organic carbon, nitrogen, and phosphorus contents and pools in Leizhou, China. **Catena**, v.180, p.1-7, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.04.018>>. Acesso em: 20 fev. 2023

GERZ, M.; BUENO, C.G.; OZINGA, W.A.; ZOBEL, M.; MOORA, M. Niche differentiation and expansion of plant species are associated with mycorrhizal symbiosis. **Journal of Ecology**, v.106, p:254–264, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1111/1365-2745.12873>>. Acesso em: 20 fev. 2023

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, n.2, p.235-244, 1963. Disponível em: <[https://doi.org/10.1016/S0007-1536\(63\)80079-0](https://doi.org/10.1016/S0007-1536(63)80079-0)>. Acesso em: 20 fev. 2023

GOTO, B.T.; SILVA, G.A.; ASSIS, D.M.A.; SILVA, D.K.; FERREIRA, A.C.A.; JOBIM, K.; MELLO, C.M.A.; VIERIA, H.E.E.; MAIA, L.; OEHL, F. Intraornatosporaceae (Gigasporales), a new family with two new genera and two new species. **Mycotaxon**, v.119, n.01, p.117-132, 2012. Disponível em: <<https://doi.org/10.5248/119.117>>. Acesso em: 20 fev. 2023

GROVE, S.; HAUBENSAK, K.A.; GEHRING, C.; PARKER, I.M. Mycorrhizae, invasions, and the temporal dynamics of mutualism disruption. **Journal of Ecology** v.105, p.1496-1508, 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1111/1365-2745.12853>>. Acesso em: 12 fev. 2023

IBGE. **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística**. (2012). Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 20 fev. 2023

JENKINS, W. R. A rapid centrifugal flotation technique for separation nemathodes from soil. **Plant Disease Reporter**, v.48, p.692, 1964.

LEITE, M.C.B.S.; FREIRE M.B.G.S; QUEIROZ, J.V.J.; MAIA, L.C.; DUDA, G.P.; MEDEIROS, E.V. Mycorrhizal Atriplex nummularia promote revegetation and shifts in microbial properties in saline Brazilian soil. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2020.103574>>. Acesso em: 20 fev. 2023

LUCENA, E.O.; SOUZA, T.A.F.; ARAÚJO, J.S.; ANDRADE, L.A.; SANTOS, D.; PODESTÁ, G.S. Occurrence and distribution of Gigaspora under *Cryptostegia madagascariensis* Bojer Ex Decne in Brazilian tropical seasonal dry forest. **Revista Agropecuária Técnica**, v. 39, n. 3, p. 221-227, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.25066/agrotec.v39i3.40055>>. Acesso em: 20 fev. 2023

MARINHO, F.; OEHL, F.; SILVA, I.R.; COYNE, D.; VERAS, J.S.N.; MAIA, L.C. 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. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.funeco.2018.11.014>>. Acesso em: 20 fev. 2023

McLAUGHLIN, D.J.; SPATAFORA, J.W. **The Mycota. Systematics and Evolution part A 7**. (2ª eds). Springer, Heidelberg. 2014.

MENZEL, A; HEMPEL, S.; KLOTZ, S.; MOORA, M.; PYSEK, P.; RILLIG, M.C.; ZOBEL, M.; KUHN, I. Mycorrhizal status helps explain invasion success of alien plant species. **Ecology**, v.0, n.0, p.1-11, 2016.

OEHL, F.; SIEVERDING, E.; PALENZUELA, J.; INEICHEN, K.; SILVA, G.A. Advances in Glomeromycota taxonomy and classification. **IMA Fungus**, v.2, p.191-199, 2011. Disponível em: <<https://doi.org/10.5598/imafungus.2011.02.02.10>>. Acesso em: 20 fev. 2023

PEREIRA, J.E.S.; BARRETO-GARCIA, P.A.B.; SCORIZA, R.N.; SAGGIN JÚNIOR, O.J.; GOMES, V.S. Arbuscular mycorrhizal fungi in soils of arboreal Caatinga submitted to forest management. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v.13, n.01, e5497, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.5039/agraria.v13i1a5497>>. Acesso em: 20 mar. 2023

PONTES, J.S.; OEHL, F.; MARINHO, F.; COYNE, D.; SILVA, D.K.A.; YANO-MELO, A.; MAIA, L. Diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in Brazil's Caatinga and experimental agroecosystems. **Biotropycal**, v.49, n.3, p.413-427, 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1111/btp.12436>>. Acesso em: 20 mar. 2023

R CORE TEAM, 2018. **R: A Language and Environment for Statistical Computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>

SALVIANO, A.M.; CUNHA, T.J.F.; OLSZEWSKI, N.; OLIVEIRA NETO, M.B.; GIONGO, V.; QUEIROZ, A.F.; MENEZES, F.J.S. Potencialidades e limitações para o uso agrícola de solos arenosos na região semiárida da Bahia. **Revistas Magistra**, v.28, n.2, p.137-148, 2016. Disponível em: <<http://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/handle/doc/1072868>>. Acesso em: 20 mar. 2023

SCHENCK, N. C.; PÉREZ, Y. **Manual for the identification of VA- mycorrhizal fungi**. (3ª Eds.). Gainesville: Synergistics - Publications, 1990. 250 p.

SIEVERDING, E.; SILVA, G.A.; BERNDT, R.; OEHL, F. *Rhizoglomus*, a new genus of the Glomeraceae. **Mycotaxon**, v.129, p.373-386, 2014. Disponível em: <<https://doi.org/10.5248/129.373>>. Acesso em: 20 mar. 2023

SILVA, I.R.; MELLO, C.M.A.; FERREIRA NETO, R.A.; SILVA, D.K.A.; MELO, A.L.; OEHL, F.; MAIA, L.C. Diversity of arbuscular mycorrhizal fungi along an environmental gradient in the Brazilian semiarid. **Applied Soil Ecology**, v.84, p.166-175, 2014. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2014.07.008>>. Acesso em: 20 mar. 2023

SILVA, F.F.; SANTOS, T.A.; JESUS, E.C.; CHAER, G.M. Characterization of Rhizobia and arbuscular mycorrhizal fungi in areas impacted by gravel mining in Brazil. **Revista Caatinga**, v.32, n.04, p.995-1004, 2019. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/1983-21252019v32n416rc>>. Acesso em: 20 mar. 2023

SILVEIRA, R.M.F.; VASCONCELOS, A.M.; SÁ, J.R.; RIBEIRO, C.S.; VIEIRA, E.F.; GONÇALVES, M.A.; FERREIRA, J.B. Atributos químicos de um Neossolo Flúvico cultivado com capim elefante (*Pennisetum purpureum* Schum) no município de Bela Cruz. **Agropecuária Científica no Semiárido**, v.14, n.4, p.325-330, 2018. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.30969/acsa.v14i4.1049>>. Acesso em: 20 mar. 2023

SOUMARE, A.; MANGA, A.; FALL, S.; HAFIDI, M.; NDOYE, I. Effects of Eucalyptus camaldulensis amendment on soil chemical properties, enzymatic activity, Acacia species growth and roots symbioses. **Agroforestry Systems**, v.89, p.97-106, 2015. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s10457-014-9744-z>>. Acesso em: 20 mar. 2023

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, n. 1, p. 39-45, 2016. Disponível em: <[https:// doi.org/10.5039/agraria.v11i1a5357](https://doi.org/10.5039/agraria.v11i1a5357)>. Acesso em: 20 mar. 2023

SOUSA, F.Q.; ANDRADE, L. A.; SILVA, P.C.C.; SOUZA, B.C.Q.; XAVIER, K.R.F. Banco de sementes do solo de caatinga invadida por *Cryptostegia madagascariensis* Bojer ex Decne. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v.12, n.2, p.220-226, 2017. Disponível em: <[https:// doi.org/10.5039/agraria.v12i2a5440](https://doi.org/10.5039/agraria.v12i2a5440)>. Acesso em: 20 mar. 2023

SOUZA, T.A.F.; RODRIGUEZ-ECHEVERRIA, S.; ANDRADE, L.A.; FREITAS, H. Could biological invasion by *Cryptostegia madagascariensis* alter the composition of the arbuscular mycorrhizal fungal community in semi-arid Brazil? **Acta Botanica Brasilica**, v.30, n.1, p.93-101, 2016a. Disponível em: <[https:// doi.org/10.1590/0102-33062015abb0190](https://doi.org/10.1590/0102-33062015abb0190)>. Acesso em: 20 mar. 2023

SOUZA, T.A.F.; RODRIGUEZ-ECHEVERRÍA, S.; ANDRADE, L.A.; FREITAS, H. Arbuscular mycorrhizal fungi in *Mimosa tenuiflora* (Willd.) Poir from Brazilian semi-arid. **Brazilian Journal of Microbiology**, v.47, n.2, p.359-366, 2016b. Disponível em: <[https:// doi.org/10.1016/j.bjm.2016.01.023](https://doi.org/10.1016/j.bjm.2016.01.023)>. Acesso em: 20 mar. 2023

SOUZA, T.A.F.; ANDRADE, L.A.; FREITAS, H.; SANDIN, A.S. Biological Invasion Influences the Outcome of Plant-Soil Feedback in the Invasive Plant Species from the Brazilian Semi-arid. **Microbial Ecology**, v.75, p.11, 2017. Disponível em: <[https:// doi.org/10.1007/s00248-017-0999-6](https://doi.org/10.1007/s00248-017-0999-6)>. Acesso em: 20 mar. 2023

SOUZA, T.A.F.; RODRIGUEZ-ECHEVERRIA, S.; FREITAS, H.; ANDRADE, L.A.; SANTOS, D. *Funneliformis mosseae* and invasion by exotic Legumes in a Brazilian Tropical Seasonal Dry Forest. **Russian Journal of Ecology**, v.49, n.06, p.500-506, 2018. Disponível em: <[https:// doi.org/10.1134/S1067413618060127](https://doi.org/10.1134/S1067413618060127)>. Acesso em: 20 mar. 2023

TEIXEIRA, P.C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. **Manual de métodos de análise de solo**. (3ª Eds.). Brasília: EMBRAPA, 2017. 574p. Disponível em: <[https:// www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1085209/manual-de-metodos-de-analise-de-solo](https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1085209/manual-de-metodos-de-analise-de-solo)>. Acesso em: 20 mar. 2023

TEIXEIRA-RIOS, T.; SOUZA, R.G.; MAIA, L.C.; OEHL, F.; LIMA, C.E.P. Arbuscular mycorrhizal fungi in a semi-arid, limestone mining-impacted area of Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v.27, n.4, p.688-693, 2013. Disponível em: <[https:// doi.org/10.1590/S0102-33062013000400006](https://doi.org/10.1590/S0102-33062013000400006)>. Acesso em: 20 mar. 2023

TRAVESET, A.; RICHARDSON, D.M. Mutualistic interactions and biological invasions. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v.45, p.89-113, 2014. Disponível em: <[https:// doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-120213-091857](https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-120213-091857)>. Acesso em: 20 mar. 2023

YANG, W.; AN, S.; ZHAO, H.; XU, L.; QIAO, Y.; CHENG, X. Impacts of *Spartina alterniflora* invasion on soil organic carbon and nitrogen pools sizes, stability, and turnover in a coastal salt marsh of eastern China. **Ecological Engineering**. 86, 174e182, 2016. Disponível em: <[https:// doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.11.010](https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.11.010)>. Acesso em: 20 mar. 2023

ZUBEK, S.; BLASZKOWSKI, J.; STEFANOWICKZ, A.M.; NOVIS, M.; KAPUSTA, P. 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. Disponível em: <[https:// doi.org/10.1007/s00374-016-1127-3](https://doi.org/10.1007/s00374-016-1127-3)>. Acesso em: 20 mar. 2023