



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE BIOCIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS



JOANA SUASSUNA DA NÓBREGA VERAS

**DISTRIBUIÇÃO DE FUNGOS MICORRÍZICOS ARBUSCULARES NO BIOMA
MATA ATLÂNTICA E ATIVIDADE MICROBIANA EM MATA MADURA E EM
REGENERAÇÃO NA REBIO PEDRA TALHADA**

Recife

2023

JOANA SUASSUNA DA NÓBREGA VERAS

**DISTRIBUIÇÃO DE FUNGOS MICORRÍZICOS ARBUSCULARES NO BIOMA
MATA ATLÂNTICA E ATIVIDADE MICROBIANA EM MATA MADURA E EM
REGENERAÇÃO NA REBIO PEDRA TALHADA**

Tese apresentada ao Programa de
Pós-Graduação em Ciências
Biológicas da Universidade Federal
de Pernambuco, como requisito
parcial para obtenção do título de
doutor em Ciências Biológicas

Área de concentração: Meio
Ambiente

Orientadora: Leonor Costa Maia

Co-orientadora: Indra Elena Costa Escobar

Recife

2023

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) de acordo com ISBD

Veras, Joana Suassuna da Nóbrega

Distribuição de fungos micorrízicos arbusculares no bioma Mata Atlântica e atividade microbiana em mata madura e em regeneração na Rebio Pedra Talhada/ Joana Suassuna da Nóbrega Veras– 2023.

118 f. : il., fig., tab.

Orientadora: Leonor Costa Maia

Coorientadora: Indra Helena Costa Escobar

Tese (doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco. Centro de Biociências. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Recife, 2023.

Inclui referências.

1. Fungos 2. Agentes antimicrobianos 3. Mata Atlântica I. Maia, Leonor Costa (orient.) II. Escobar, Indra Helena Costa (coorient.) III. Título

579.5

CDD (22.ed.)

UFPE/CB – 2023 -200

JOANA SUASSUNA DA NÓBREGA VERAS

**DISTRIBUIÇÃO DE FUNGOS MICORRÍZICOS ARBUSCULARES NO BIOMA
MATA ATLÂNTICA E ATIVIDADE MICROBIANA EM MATA MADURA E EM
REGENERAÇÃO NA REBIO PEDRA TALHADA**

Tese apresentada ao Programa de
Pós-Graduação em Ciências
Biológicas da Universidade Federal
de Pernambuco, como requisito
parcial para obtenção do título de
doutora em Ciências Biológicas.

Aprovada em: 04/05/2023

BANCA EXAMINADORA

Prof^a. Dr^a. Leonor Costa Maia (Orientadora)

Universidade Federal de Pernambuco

Prof^a. Dr^a. Marcia Vanusa da Silva (Examinadora Interna)

Universidade Federal de Pernambuco

Prof^a. Dr^a. Tereza Correia (Examinadora Interna)

Universidade Federal de Pernambuco

Dr^a. Danielle Magna Azevedo de Assis (Examinadora Externa)

Universidade Federal de Pernambuco

Prof^o. Dr. Everardo Valadares de Sa Barretto Sampaio (Examinador Externo)

Universidade Federal de Pernambuco

Dedico a Deus,
aos meus pais, meus avós e meu marido,
que me apoiaram e incentivaram nessa jornada.

AGRADECIMENTOS

A Deus e a todos os seres de luz, pela saúde, sabedoria e por me darem forças para superar todos os desafios e direcionar o meu caminho.

À Fundação de Amparo a Ciências (FACEPE), pela concessão da bolsa de doutorado e, juntamente com o Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pelo financiamento deste trabalho.

À professora Leonor Costa Maia, pela orientação e apoio a mim concedidos durante o desenvolvimento deste estudo. Além do incentivo e da compreensão em todos esses anos, principalmente nos momentos difíceis, você foi muito importante na minha vida, não só na profissional. Por tudo, serei eternamente grata.

Ao meu marido Thiago, amigo, companheiro e confidente. Não tenho palavras suficientes para agradecer tanta dedicação, parceria, paciência, apoio, amor e incentivo durante a minha caminhada acadêmica. Essa conquista também é sua.

À minha família, que deu o suporte para que eu conseguisse chegar até aqui. Em especial, aos meus pais Alexandre e Maria, minha sogra Verônica, meus avós Zélia, Ariano (*in memoriam*), Iraci e Nonato; à minha sobrinha Maria Augusta, meu irmão Ariano e minha cunhada Júlia.

Aos companheiros do Laboratório de Micorrizas, Thiago, Gabriel, Tawana, Raphaela, José Hilton, Larissa, Dani Karla, Jailma e em especial a Dani Magna pelos momentos de descontração e pelas colaborações a este trabalho. Vocês tornaram a minha jornada mais leve e possível.

À meu amigo de pesquisa e de vida Renato Alvarenga, que foi quase um segundo coorientador, pelos conselhos e pelas reflexões sobre a pesquisa e pelos momentos de divisão de fardo, sessões de reclamação e de chororô entre um café e outro.

À minha querida psicanalista Gilda Kelner, por me acompanhar nessa jornada e me manter “sã” entre altos e baixos durante a minha trajetória na pós-graduação.

Às minhas amigas, em especial Indra, Vilma, Dani Magna e Rachel pela preciosa amizade. Nos momentos em que duvidei, vocês estavam lá.

A todos que direta ou indiretamente contribuíram para execução desse trabalho.

Desistir... eu já pensei seriamente nisso,
mas nunca me levei realmente a sério;
é que tem mais chão nos meus olhos
do que cansaço nas minhas pernas,
mais esperança nos meus passos
do que tristeza nos meus ombros,
mais estrada no meu coração
do que medo na minha cabeça.

Cora Coralina

RESUMO

A Mata Atlântica brasileira é considerada como a segunda maior floresta tropical da América do Sul. Devido a sua extensão, apresenta-se como um mosaico de variáveis ambientais (ex: solo, temperatura e vegetação) considerada um *hotspot* da biodiversidade mundial. Apesar da importância ecológica, a Mata Atlântica é representada por fragmentos florestais em diferentes estágios de regeneração. No solo, os microrganismos participam de processos fundamentais, como ciclagem de nutrientes pela produção de enzimas extracelulares e a transferência de nutrientes pelos fungos micorrízicos arbusculares (FMA). Ainda não está claro como o processo de regeneração espontânea reflete na microbiota edáfica. Por isso, investigamos a distribuição dos FMA e as mudanças decorrentes da regeneração espontânea sobre as atividades microbianas do solo na Mata Atlântica, em um estudo de meta-análise e a partir de coleta na Reserva Biológica Pedra Talhada, respectivamente. Nossos resultados sugerem que o pH do solo, a temperatura e a vegetação, por exemplo, influenciam a distribuição dos FMA e a altitude, a atividade biológica do solo. A perturbação antrópica interfere na distribuição dos FMA mas, o processo de regeneração espontânea, têm menor efeito na produção das atividades enzimáticas extracelular do solo e da produção das proteínas do solo relacionadas à glomalina.

Palavras-chave: Atividade microbiana; Ecologia; Glomeromycota; Floresta Tropical; Regeneração florestal.

ABSTRACT

The Brazilian Atlantic Forest is considered the second largest tropical forest in South America. Due to its vast extension, it presents itself as a mosaic of environmental variables (e.g. soil, temperature, and vegetation) considered a hotspot of world biodiversity. Despite its ecological importance, the Atlantic Forest is represented by forest fragments in different stages of regeneration. In the soil, microorganisms participate in fundamental processes, such as nutrient cycling through the production of extracellular enzymes and the transfer of nutrients by arbuscular mycorrhizal fungi (AMF). It is still unclear how the process of spontaneous regeneration reflects in the soil microbiota. Therefore, we investigated the distribution of AMF and the changes resulting from spontaneous regeneration on soil microbial activities in the Atlantic Forest, through a meta-analysis study and sampling in the Pedra Talhada Biological Reserve, respectively. Our results suggest that soil pH, temperature, and vegetation, for example, influence the distribution of AMF, and altitude influences soil biological activity. Anthropogenic disturbance interferes with the distribution of AMF, but the process of spontaneous regeneration has a lower effect on the production of extracellular enzymatic activities in the soil and on the production of soil proteins related to glomalin.

Keywords: Microbial Activity; Ecology; Glomeromycota; Tropical Forest; Forest Regeneration.

LISTA DE FIGURAS

REFERENCIAL TEÓRICO

Figura 1 –	Mapa de Biomas e Sistema Costeiro Marinho do Brasil	17
Figura 2 –	Localização da REBIO Pedra Talhada	24

ARTIGO 1

Figura 1 –	A) Map of the areas with AMF across the Atlantic Forest based on the articles. B) Distribution of the four AMF assemblages' groups across the Atlantic Forest as suggested by k-means analysis	45
Figura 2 –	K-means clustering with four groups of AMF assemblages on a regional scale along the Atlantic Forest. Ellipses in the regional analysis indicate groups with p -value<0.05. The outlier PE10 in the Northeastern group is represented by the Fernando de Noronha Archipelago, which belongs to the State of Pernambuco	47
Figura 3 –	K-means clustering of the local groups of AMF assemblages along the Atlantic Forest. Ellipses in the subgroups indicate groups with p -value<0.05. (A) South-Southeast 1; (B) South-Southeast 2; (C) Northeastern-Transition and (D) Northeastern	47
Figura 4 –	Non-metric multidimensional scaling of the composition of arbuscular mycorrhizal fungi communities in the Atlantic Forest (regional groups) based on a presence-absence matrix. Indexes with more correlation in each PCA axes: PC1 – Annual Mean Temperature and Altitude and PC3 – Land Cover and pH	50
Figura 5 –	Non-metric multidimensional scaling (NMDS) of composition of arbuscular mycorrhizal fungi communities in Atlantic Forest (local subgroups) based on a presence-absence matrix. Indexes with more correlation in each PCA axis: (A) South-Southeast 1 – PC8 - Regularly Flooded Vegetation, Shrubs, Mixed/Other Trees, Cultivated, Managed Vegetation, and PC1 – Annual Mean Temperature and Elevation, Deciduous Broadleaf Trees, pH; (B) South-Southeast 2 PC3 – Mixed/Other Trees, pH, Deciduous Broadleaf Trees, Evergreen Broadleaf Trees, and PC4 – Mixed/Other Trees, Cultivated and Managed Vegetation, Urban/Built-up, Deciduous Broadleaf Trees; (C) Northeastern-Transition PC1 – Mixed/Other Trees, Annual Precipitation, Elevation, Annual Mean Temperature and	51

PC3 – Evergreen Broadleaf Trees, Land Cover, Cultivated and Managed Vegetation, Herbaceous Vegetation; and (D) **Northeastern PC2** – Cultivated and Managed Vegetation, Annual Precipitation, pH, Shrubs

Figura 6 - Venn diagram of exclusive and shared species of AMF across the Atlantic Forest 54

Figura 7 - PRISMA 2020 flow diagram used to identify, screening and include articles for our bibliometric review. 62

ARTIGO 2

Figura 1 - Média pluviométrica registrada na Reserva Biológica Pedra Talhada, nas quatro ocasiões de coleta, no período de 2018 a 2019 90

Figura 2 - NMS dos estágios florestais (madura e secundária) para as propriedades biológicas (A) e para as propriedades físicas e químicas do solo (B), na Reserva Biológica Pedra Talhada. 95

Figura 3 - NMS dos estágios florestais (FM - madura e FS - secundária) para as propriedades biológicas, físicas e químicas do solo nas quatro coletas (C1, C2, C3 e C4) na Reserva Biológica Pedra Talhada 97

LISTA DE TABELAS

ARTIGO 1

Tabela 1 –	Geographic, Local Abiotic, Biotic and Anthropic indexes	44
Tabela 2 –	Summary of one-way permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA) exploring how the region influences the composition of groups of AMF communities across the Atlantic Forest. <i>p</i> -value was adjusted by the Bonferroni index.	51
Tabela 3 –	Shannon and Simpson diversity indexes, richness, Brazilian states and regions, number of collecting points (CP) and total abundance (TA), from suggested groups of AMF assemblages in the Atlantic Forest	52
Tabela 4 –	Two-way analysis of variance (ANOVA) of Shannon and Simpson diversity indexes and richness of the AFM assemblages across the Atlantic Forest suggested by k-means analysis	53
Tabela 5 –	Tukey multiple comparisons of means at 95% family-wise confidence level of Simpson diversity of the groups of AMF assemblages across the Atlantic Forest.	53
Tabela 6 –	Species of arbuscular mycorrhizal fungi recorded among groups in the Atlantic Forest	67

ARTIGO 2

Tabela 1 –	Dados de altitude nos estágios e subárea de estudo, na Reserva Biológica Pedra Talhada.	90
Tabela 2 -	Relações dos eixos 1 e 2 na NMS das propriedades biológicas entre as coletas e entre os estágios florestais, na Reserva Biológica Pedra Talhada	96
Tabela 3 -	Análise de Variância (ANOVA) das propriedades biológicas do solo entre as variações pluviométricas nos períodos de coleta, na Reserva Biológica Pedra Talhada	98
Tabela 4 -	Correlação das propriedades químicas, físicas e biológicas do solo e as variáveis ambientais (elevação e pluviosidade) na RBPT.	106

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

FMA	Fungo Micorrízico Arbuscular
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
REBIO	Reserva Biológica
UC	Unidade de Conservação
UFPE	Universidade Federal de Pernambuco
RBPT	Reserva Biológica Pedra Talhada
MA	Micorrízica Arbuscular
PSRG	Proteínas do solo relacionadas à glomalina

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	14
2 OBJETIVOS.....	16
2.1 GERAL	16
2.2 ESPECÍFICOS	16
3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	17
3.1 MATA ATLÂNTICA: CARACTERÍSTICAS GERAIS	17
3.2 UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA.....	20
3.2.1 RESERVA BIOLÓGICA PEDRA TALHADA.....	23
3.3 MICORRIZAS ARBUSCULARES.....	25
3.3.1 ASPECTOS GERAIS DA CLASSIFICAÇÃO DOS FUNGOS MICORRÍZICOS ARBUSCULARES.....	27
3.3.2 ECOLOGIA GERAL, DISTRIBUIÇÃO E DIVERSIDADE DE FMA EM FLORESTAS ÚMIDAS	39
3.3.3 GLOMALINA	33
3.4 ENZIMAS DO SOLO	34
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	38
4.1 ARTIGO 1	38
4.2 ARTIGO 2.....	84
5 CONCLUSÕES	107
6 SÚMULA CURRICULAR	108
REFERÊNCIAS.....	110

1.INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica é a segunda maior floresta tropical da América do Sul (MARQUES et al., 2021), e no Brasil abrange uma área de 1.107.419 km² ocorrendo ao longo da costa e em áreas florestais continentais do Rio Grande do Norte ao Rio Grande do Sul. Devido à grande extensão geográfica, a Mata Atlântica possui variações espaciais de latitudes e altitudes (desde o nível do mar até mais de 2.000m acima); e de clima (RIBEIRO et al., 2011; CARLUCCI et al. 2021). Essas características contribuem para que a Mata Atlântica tenha uma grande variedade de fitofisionomias, geomorfologia, condições micro e mesoclimáticas, propiciando a existência de uma das maiores diversidades biológicas do planeta e sendo por isso considerada um dos *hotspots* da diversidade mundial (MYERS et al., 2000).

Apesar de sua importância, a Mata Atlântica historicamente sofre com a modificação do seu habitat e a perda da diversidade biológica, resultante da exploração extrativista de madeira e minerais, iniciada com a chegada dos primeiros colonizadores (JOLY et al., 2014; MARQUES et al., 2021), seguida da conversão da floresta em áreas agrícolas, que perdura até os dias atuais (SOSMA; INPE, 2019). Todas essas alterações fizeram com que grande parte desse bioma seja representada por fragmentos florestais em diferentes estágios de regeneração, circundados por extensas matrizes formadas de pastos, monoculturas e áreas urbanas, restando apenas 28% da sua cobertura original (REZENDE et al., 2018).

Em virtude da grande diversidade e intensa perturbação, a criação de áreas protegidas na Mata Atlântica tem sido utilizada como uma ferramenta para conservar *in situ* a biodiversidade e tentar conter o aumento das pressões antrópicas sobre os remanescentes florestais. No entanto, o simples estabelecimento de unidades de conservação seja de uso sustentável ou de proteção integral, não garante a proteção dos recursos naturais (ALAGADOR; CERDEIRA, 2018). Neste sentido, vários estudos têm buscado compreender os efeitos diretos e indiretos da perturbação antrópica em diferentes comunidades biológicas, considerando grupos funcionais, relações ecológicas, grupos sucessionais e diversidade de espécies (DA COSTA et al., 2019; PEREIRA et al., 2018; RODRIGUES et al., 2021; SFAIR et al., 2018). As respostas das

comunidades de plantas e animais às perturbações em flo úmidas são bem conhecidas, porém o mesmo não ocorre em relação aos microrganismos do solo os quais participam de processos fundamentais, como a ciclagem de nutrientes, influenciando a formação e manutenção do solo e, conseqüentemente, a sustentabilidade dos ecossistemas (YANG et al., 2018).

Diversos atributos físicos, químicos e biológicos têm sido empregados para determinar a qualidade do solo. Entre esses, as enzimas extracelulares produzidas predominantemente pelos microrganismos, e as proteínas do solo relacionadas à glomalina (PSRG), glicoproteína produzida pelos fungos micorrízicos arbusculares (FMA), que estão envolvidas em diversos ciclos biogeoquímicos como o do nitrogênio (urease), do fósforo (fosfatase ácida), do enxofre (arilsulfatase) e do carbono (β -glicosidase e PSRG). Por serem mais responsivos às mudanças ambientais, esses componentes são considerados importantes indicadores da qualidade edáfica (BALDRIAN, 2009; RILLIG et al., 2004).

Os FMA estão inseridos no filo Glomeromycota (WIJAYAWARDENE et al., 2022) e constituem um grupo funcionalmente importante nos ecossistemas terrestres. Além de participarem do ciclo do carbono (RILLIG et al., 2004), esses fungos formam associação simbiótica mutualística com a maioria das espécies vegetais (BRUNDRETT; TEDERSOO, 2018), beneficiando seus hospedeiros com maior aporte nutricional e aumento da tolerância a estresses de natureza abiótica e biótica (GIANINAZZI et al., 2010), e auxiliando-os a superar as limitações ecológicas do meio. Além de promover o aumento da biodiversidade e favorecer a produção agrícola e florestal (VAN DER HEIJDEN et al., 1998; POWELL; RILLIG, 2018), os FMA contribuem, com a produção de glomalina, para a estruturação do solo (RILLIG et al., 2001). Na Mata Atlântica brasileira estão representados por 155 espécies (MAIA et al., 2020; RODRIGUES et al., 2021).

Como mencionado, a Mata Atlântica está representada por fragmentos florestais em diferentes estágios de regeneração e estudos indicam que esse processo pode levar a uma recuperação relativamente rápida das funções do solo, mas não da cobertura do solo (TEIXEIRA et al., 2020). Ainda há pouca compreensão sobre o modo como a regeneração espontânea reflete na funcionalidade e nos serviços ecossistêmicos prestados pelos microrganismos. Considerando a importância do funcionamento do solo e dos FMA para a manutenção dos ecossistemas terrestres torna-se imprescindível entender os

efeitos das perturbações decorrentes de atividades antrópicas e dos processos de regeneração sobre os FMA e as propriedades edáficas na Mata Atlântica. Ainda há pouco compreensão sobre o modo como a regeneração espontânea reflete na funcionalidade e nos serviços ecossistêmicos prestados pelos microrganismos.

2. OBJETIVOS

2.1. GERAL

Comparar a diversidade e distribuição de FMA e a atividade enzimática extracelular em solos de floresta madura e secundária na Reserva Biológica Pedra Talhada, uma Unidade de Conservação da Mata Atlântica.

2.2. ESPECÍFICOS

- Identificar as espécies de FMA na área de estudo e analisar a distribuição desses fungos na Mata Atlântica;
- Definir os fatores que influenciam as assembleias de FMA na Mata Atlântica;
- Determinar as frações facilmente extraível e total de proteínas do solo relacionadas à glomalina e a atividade das enzimas β -glicosidase, fosfatase ácida e arilsulfatase em áreas regeneração espontânea na REBIO Pedra Talhada.

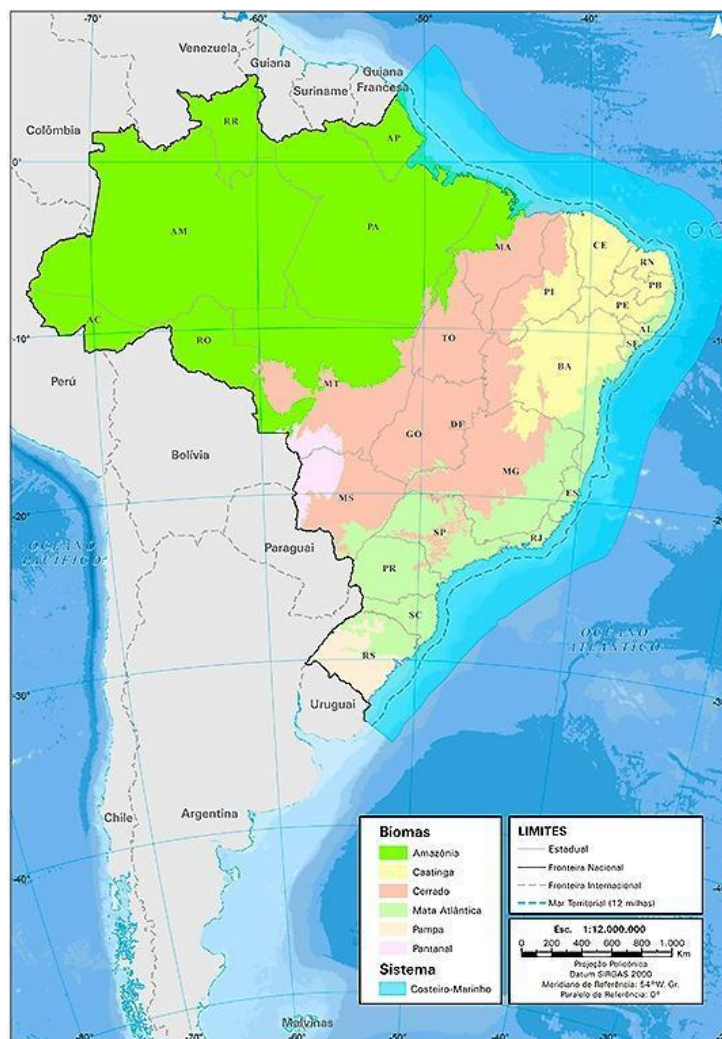
3.FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1. MATA ATLÂNTICA: CARACTERÍSTICAS GERAIS

A divisão do território brasileiro em biomas se deu oficialmente com a publicação do “Mapa de Biomas do Brasil” em 2004, desenvolvido por meio de uma cooperação entre o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística e o Ministério do Meio Ambiente. Os biomas foram classificados a partir do agrupamento de ecossistemas que apresentavam características semelhantes dispostos em uma mesma região e que foram influenciados historicamente pelos mesmos processos de formação, apresentando uma diversidade biológica própria. Foram então reconhecidos seis biomas no país: Amazônia, Cerrado, Caatinga, Mata Atlântica, Pantanal e Pampa (IBGE, 2004).

Em 2017, com o intuito de definir e proteger os limites da região costeira e buscar uma representação que refletisse toda a diversidade do Território Nacional, o IBGE reformulou o Mapa de Biomas do Brasil. Nessa nova abordagem, estabeleceu novas delimitações dos biomas preexistentes e adicionou o Sistema Costeiro-Marinho (IBGE, 2019) (Figura 1).

Figura 1. Mapa de Biomas e Sistema Costeiro-Marinho do Brasil.



Fonte: IBGE, Diretoria de Geociências, Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, Banco de Dados de Informações Ambientais - BDIA.

Segundo descrição do IBGE (2019), a Mata Atlântica é o terceiro bioma em extensão e ocupa uma área de 1.107.419 km², o que corresponde a 13% do território nacional. Estende-se pelos estados do Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco, Alagoas, Sergipe, Bahia, Minas Gerais, Espírito Santo, Rio de Janeiro, São Paulo, Paraná, Santa Catarina, Rio Grande do Sul, Mato Grosso do Sul e Goiás. Devido à grande extensão, integra diferentes ecossistemas que vão desde faixas litorâneas, até grandes cadeias montanhosas. Dessa forma, apesar da Mata Atlântica possuir predominantemente vegetação de tipologias florestais (58,68%), incluindo Florestas Ombrófila Aberta, Densa e Mista, Estacional, Decidual e Semidecidual, também encontram-se associados a Savana, o Estepe e a Formação Pioneira.

Em termos gerais, a Mata Atlântica pode ser vista como um mosaico de ecossistemas, uma vez que a heterogeneidade observada não se restringe apenas às fisionomias vegetais; as interações ecológicas entre as variáveis ambientais locais (geologia, solos, relevo, temperatura, etc.) também atuam e juntas refletem as particularidades de cada região (MARQUES et al., 2021). O clima da Mata Atlântica é predominantemente tropical úmido, com duas estações definidas pela latitude e pelo regime de chuvas, que varia de 800 a 4.000 mm ao ano e temperatura média varia entre 22 e 25 °C. No entanto, em pontos mais elevados das serras do Mar e da Mantiqueira (>500 m), as temperaturas se mantêm abaixo dos 15 °C (CARLUCCI et al. 2021).

Em geral, a Mata Atlântica apresenta solos rasos e ácidos, com alta capacidade de retenção hídrica. As texturas do solo diferem quanto ao material de origem, podendo ser desde arenosos e porosos, até argilosos, facilitando a lixiviação. Embora na maioria pobres em nutrientes, esses solos têm a fertilidade garantida pela deposição de serrapilheira e a atividade biológica de organismos decompositores, acelerando a reciclagem da matéria orgânica e possibilitando, a assimilação dos nutrientes pelas plantas e outros organismos através da cadeia alimentar. Nessa dinâmica de transferência, circulam os elementos fundamentais à vida (macro e micronutrientes), com os vários processos mediados pelo solo e seus organismos promovendo modificações espaciais e estruturais na comunidade acima e abaixo da superfície (MORRIËN et al., 2017; YANG et al., 2018).

A sustentabilidade da Mata Atlântica é parte importante na estrutura, função e regulação dos ciclos biológicos que dão suporte à vida, envolvendo a captação e estoque do carbono e nitrogênio e a regulação dos recursos hídricos, além de atuar como reservatório de espécies. Considerada um dos *hotspots* da diversidade mundial (MYERS et al., 2000) a Mata Atlântica apresenta 32.886 espécies de angiospermas, 4.749 espécies de algas, 1.534 espécies de briófitas, 30 espécies de gimnospermas, 1.299 espécies de samambaias e licófitas, 5.722 espécies de fungos, 720 espécies de mamíferos, 1.924 espécies de aves, 7.773 espécies de répteis, 1.080 espécies de anfíbios, 4.509 espécies de peixes e 100.000 espécies de invertebrados (MMA, 2017).

Apesar de abrigar uma biodiversidade única, a Mata Atlântica historicamente sofre com a perturbação antrópica do seu habitat, resultante da exploração extrativista de madeira e minerais desde a chegada dos primeiros colonizadores (JOLY et al., 2014; MARQUES et al., 2021). Impulsionado pela expansão da agricultura e da

indústria, o desmatamento que ocorre na Mata Atlântica, assim como em outras florestas tropicais, tem resultado na perda de 14 a 16 milhões de hectares por ano (MAXIMILLIAN et al., 2019; PHILLIPS et al., 2017). Dados indicam que para o Bioma restam apenas 28% da cobertura vegetal natural, representada por fragmentos florestais (REZENDE et al., 2018). Os efeitos sinérgicos da fragmentação e consequente perda de habitat modificam significativamente a estrutura da Mata Atlântica (LINGNER et al., 2020; PÜTTKER et al., 2020). Dependendo da escala e da frequência, esses efeitos estão relacionados com a perda da biodiversidade, degradação do ecossistema, alteração da sua capacidade de resiliência e maior susceptibilidade às mudanças climáticas levando, em geral, a ecossistemas mais secos e menos produtivos (LINGNER et al., 2020; MAXIMILLIAN et al., 2019).

Embora tenha havido redução nas taxas de desmatamento na Mata Atlântica no período de 2017 a 2018 (SOSMA; INPE, 2019), novos dados mostram que essa tendência será revertida com as novas decisões políticas que frequentemente beneficiam a expansão agrícola dentro do bioma (Projeto de Lei nº 2362, de 2019). Porém, mesmo com vasto histórico de distúrbios antrópicos e aumento da vulnerabilidade, há indícios que a regeneração espontânea da Mata Atlântica é uma alternativa viável para reverter o processo de degradação ambiental em virtude do seu baixo custo e da sua eficiência (TEIXEIRA et al., 2020). Nessa perspectiva, a criação de novas áreas protegidas e a manutenção das preexistentes, têm sido utilizadas como ferramentas para conservar *in situ* a biodiversidade, manter o equilíbrio ecológico e assegurar os serviços ecossistêmicos, além de tentar conter o aumento das pressões antrópicas sobre os remanescentes florestais (DE MEDEIROS et al., 2011).

3.2. UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA

Idealmente, os esforços e recursos de conservação devem se concentrar em áreas que abrigam a maior proporção de biodiversidade, incluindo uma maior diversidade de comunidades, predominância de espécies endêmicas da região e condições ambientais características. No entanto, pela existência de muitos problemas político-ambientais, este tipo de estratégia nem sempre assegura o sucesso da conservação da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos na Mata Atlântica. Nesse sentido, existe uma limitação das possibilidades de conservação, visto que, apesar de representar um patrimônio biológico e paisagístico de valor

inestimável, a Mata Atlântica está cada vez mais vulnerável às perturbações antrópicas (RIBEIRO et al., 2011). É importante destacar que esse bioma compreende a segunda maior floresta tropical em extensão da América do Sul, incluindo uma grande variedade de fitofisionomias, geomorfologia e condições micro e mesoclimáticas. Essa variação, promove elevadas biodiversidade e endemismo, que são distribuídos de forma heterogênea entre os 17 estados do Brasil onde existe Mata Atlântica (CAMPANILI; SCHÄFFER, 2010).

As condições que sucederam o histórico de ocupação e desmatamento da Mata Atlântica desde o período colonial, facilitado pelo acesso ao litoral, não levaram em consideração suas especificidades e riqueza, ocorrendo de forma exploratória. Essa dinâmica do desmatamento e conversão das florestas, é agravada atualmente com as novas decisões políticas que beneficiam a expansão agrícola e industrial na região. Dessa forma, os diversos ciclos de uso e exploração dos recursos naturais durante anos na Mata Atlântica, associados ao um crescimento populacional desordenado (118 milhões de habitantes), pouco contribuíram para uma economia dinâmica e ambientalmente sustentável. O reflexo desse conjunto de circunstâncias, representa consequências locais como fragmentação de habitat, perda de biodiversidade e globalmente resulta na diminuição da produtividade, escassez relativa de bens e serviços ambientais e o agravamento das mudanças climáticas (LINGNER et al., 2020).

Todos esses fatores representam um grande desafio para o planejamento, estabelecimento e gerenciamento de áreas protegidas na Mata Atlântica. Com intuito de identificar respostas institucionais apropriadas no planejamento, implementação e sucesso de áreas protegidas na Mata Atlântica deve-se levar em consideração além dos aspectos ambientais, fatores relativos a seu histórico de uso, às populações humanas que a ocupam, e aos aspectos múltiplos que ocorrem neste espaço (RIBEIRO et al., 2011). Nessa perspectiva, conservacionistas e líderes políticos têm buscado possibilidades de conciliar conservação ambiental com o desenvolvimento socioeconômico da Mata Atlântica (TABARELLI et al., 2005; TISOVEC-DUFNER et al., 2019). Isso implica em uma visão integrada do sistema de proteção público e de parcerias com a iniciativa privada (TABARELLI et al., 2005; TISOVEC-DUFNER et al., 2019). Das alternativas existentes que buscam diminuir as pressões antrópicas sobre a Mata Atlântica, o estabelecimento de Unidades de Conservação (UCs) é um importante instrumento que simultaneamente preserva os serviços ecossistêmicos e

sua biodiversidade, auxiliando também na regulação do clima, na proteção de mananciais, além de promover o desenvolvimento sustentável da população local e/ou regional e atividades de caráter científico (CAMPANILI; SCHÄFFER, 2010).

As UCs no Brasil são conduzidas pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC) que estabelece critérios e normas para a criação, implantação e gestão das áreas protegidas, com a participação social e a gestão do governo federal, juntamente com as estaduais e municipais. A Lei da Mata Atlântica (nº 11.428, de 2006), regulamentada pelo decreto nº 6.660, de 2008, norteia as condutas de conservação, regeneração e utilização da vegetação tanto das suas formações florestais como dos ecossistemas associados.

A Mata Atlântica possui 1.437 UCs, na maioria de Uso Sustentável (66,81%): áreas com um certo grau de ocupação humana, dotada de atributos abióticos, bióticos, estéticos ou culturais especialmente importantes para a qualidade de vida e o bem-estar das populações humanas; quando comparadas às Unidades de Proteção Integral (33,19%), que têm o intuito de preservar a biota e os demais atributos naturais existentes em seus limites, sem interferência humana direta ou modificações ambientais.

As UCs na Mata Atlântica estão distribuídas em 11 categorias: 640 Reservas Particulares do Patrimônio Natural, 297 Parques, 233 Áreas de Proteção Ambiental, 57 Estações Ecológicas, 52 Refúgios da Vida Silvestre, 38 Reservas Biológicas, 35 Florestas, 33 Monumentos Naturais, 27 Áreas de Relevante Interesse Ecológico, 13 Reservas de Desenvolvimento Sustentável e 12 Reservas Extrativistas (MMA, 2019). No Nordeste, há seis Reservas Biológicas (REBIO): duas na Bahia, e apenas uma nos estados de Alagoas, de Sergipe, de Pernambuco e do Rio Grande do Norte (MMA, 2019).

Apesar da Mata Atlântica ser o bioma com maior número de UCs (58,75%), quando comparado a outros biomas brasileiros, esse número é pouco e representa apenas 10,7% de sua área total (MMA, 2019). Além da área não ser suficiente para abranger a diversidade da Mata Atlântica, as UCs não estão uniformemente distribuídas entre os estados, sendo São Paulo e Bahia os que apresentam o maior número de áreas inseridas em diferentes categorias de UCs. Considerando que o sucesso da conservação da Mata Atlântica está relacionado à designação de áreas conservadas e de ações pertinentes e eficazes em seu território, as medidas tomadas ainda não são suficientes para evitar os efeitos da perturbação antrópica sobre os

diferentes ecossistemas do bioma. O maior desafio da conservação da biodiversidade via UCs reside na implementação das normas vigentes, que orientam a gestão dessas áreas.

Na tentativa de formular modelos mais eficientes para a preservação da Mata Atlântica, as decisões políticas deveriam ocorrer de maneira preventiva. De acordo com as informações levantadas, as políticas de conservação no Brasil exigem conhecimento para melhorar a tomada de decisão. No entanto, apesar de alguns protocolos de monitoramento da biodiversidade terem sido propostos, a falta de orçamento e a incapacidade da ciência em prever todos os efeitos das perturbações antrópicas sobre o bioma, faz com que as decisões sejam tomadas em um contexto de grandes incertezas, e a implementação de áreas protegidas nem sempre garante sua efetividade (TABARELLI et al., 2005).

3.2.1. RESERVA BIOLÓGICA PEDRA TALHADA

Dentre as UCs existentes na Mata Atlântica, destaca-se a Unidade de Proteção Integral Reserva Biológica Pedra Talhada (RBPT), criada em 13 de dezembro de 1989 (Decreto nº 98.524). Essa Reserva Biológica abrange uma área de 4.469 ha e encontra-se inserida predominantemente em Alagoas (59.94%) nos municípios de Quebrangulo e Chã Preta, e em Pernambuco, nos municípios de Lagoa do Ouro e Correntes (Figura 2). O clima na área da RBPT é tropical chuvoso, com temperatura média anual de 25°C e precipitação pluviométrica anual média de 1628 mm; o período chuvoso vai de maio a setembro e o seco de outubro a abril (ICMBio, 2017).

Devido à sua localização, além da variação temporal (mensal e anual), ocorre também variação espacial das precipitações pluviométricas, e áreas mais elevadas estão sujeitas a chuvas orográficas. Os solos predominantes são: Argissolos Vermelhos, Argissolos Vermelho-Amarelos, Planossolos Háplicos, e Neossolos Litólicos (ICMBio, 2017).

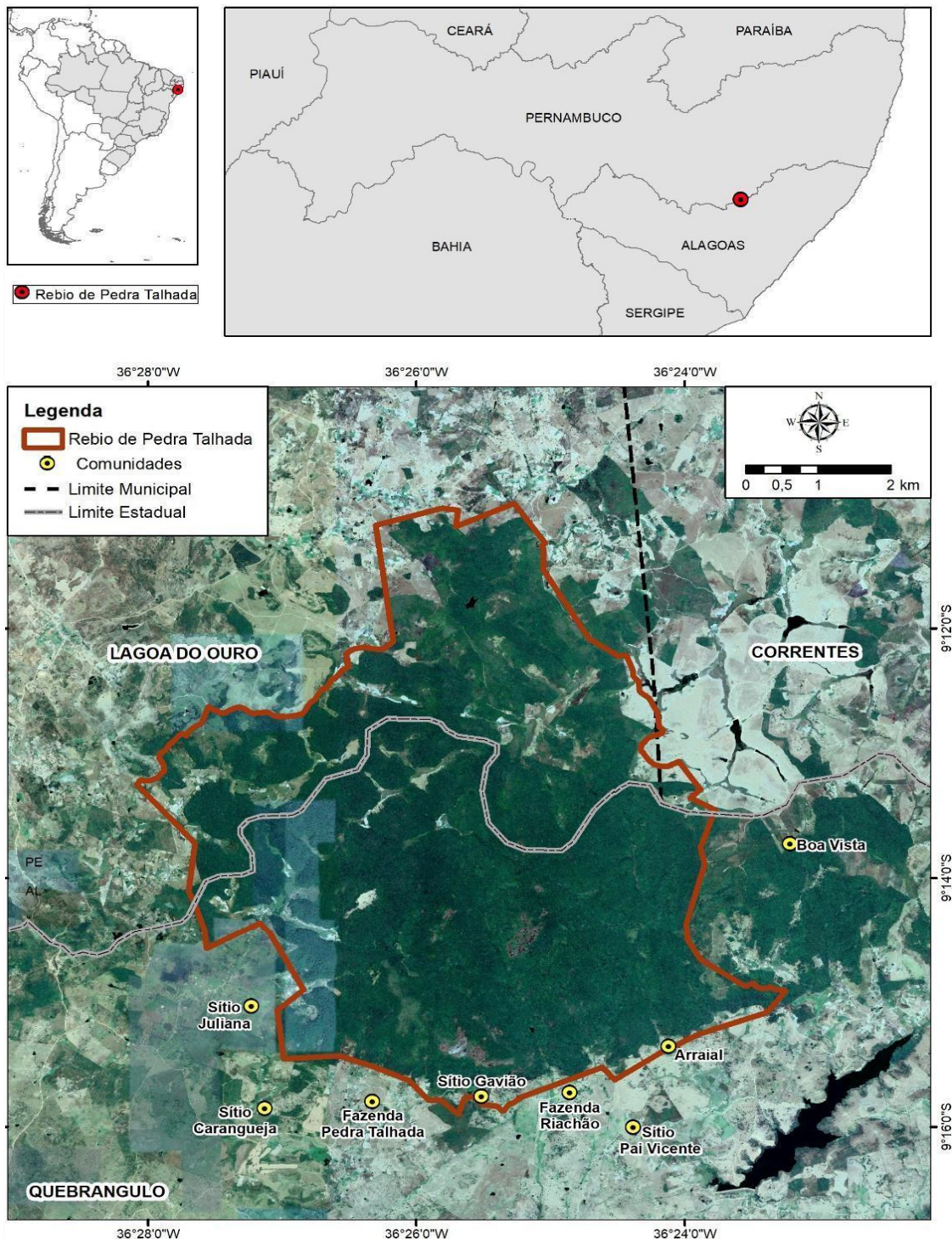
A RBPT integra o Centro de Endemismo Pernambuco e encontra-se inserida na zona núcleo da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, considerada um dos principais remanescentes de Mata Atlântica do Nordeste do Brasil. A variedade de formações vegetais é reflexo da relação entre o clima, o solo e o relevo da região. Assim têm-se na reserva as florestas de terras-baixas, de encostas e de terras altas, os afloramentos rochosos, os brejos, as clareiras, as zonas agrícolas abandonadas, as zonas de

regeneração e as florestas degradadas que representam, no total, mais de 650 espécies de plantas descritas (ICMBio, 2017).

Além da vegetação, nessa REBIO são encontradas, entre outras, 40 espécies de serpentes, 269 espécies de peixes, 255 espécies de aves e 44 de mamíferos, incluindo espécies ameaçadas e endêmicas. Os estudos desenvolvidos no projeto Biologia da Conservação de Fungos em áreas de Mata Atlântica do Nordeste brasileiro (CNPq/ICMBio/FAPs nº18/2017) desenvolvido no âmbito do Departamento de Micologia da UFPE abordam a relevância da UC como instrumento de preservação dos fungos na Mata Atlântica. Os dados gerados pelo estudo demonstram que a REBIO Pedra Talhada representa uma importante fonte para a descrição de novas espécies, a exemplo dos líquens *Hafellia nortetrapla* e *Pterygiopsis densisidiata* (DE OLIVEIRA et al., 2020); do novo gênero *Allophlebia* (DE SOUSA LIRA et al., 2021) e nova espécie de Basidiomycota - *Lopharia erubescens* (DE LIMA et al., 2020); - da nova espécie de Mucoromycota: *Gongronella pedratalhadensis* (DE FREITAS et al., 2021) e de Zoopagomycota: *Syncephalis alagoensis* (DE FREITAS et al., 2020).

Apesar da elevada diversidade de espécies e de ser classificada como uma UC mais restritiva (Unidade de Proteção Integral - UPI), a RBPT não sofreu desapropriação e as ações de fiscalização que ocorrem são realizadas de forma precária e não garantem a proteção da reserva. Assim, há registros de áreas mais perturbadas em virtude de invasões para a retirada ilegal de orquídeas e de madeiras com valor econômico e áreas sob regeneração espontânea de atividades anteriormente desenvolvidas pelos moradores na reserva e nas suas proximidades, como agricultura, pecuária e silvicultura (ICMBio, 2017).

Figura 2. Localização da REBIO Pedra Talhada.



Fonte: SANTOS et al., 2020a.

3.3 MICORRIZAS ARBUSCULARES

No solo, as plantas vivem em estreita associação com os microrganismos. A região da rizosfera é considerada um *hotspot* de diversidade e de interações

mutualísticas entre esses dois grupos, com destaque para as micorrizas. Essas associações simbióticas que ocorrem entre fungos e plantas são classificadas e diferenciadas com base nas estruturas formadas e nos organismos envolvidos, sendo reconhecidos quatro tipos principais: arbuscular, ectomicorriza, ericóide e orquidóide (BRUNDRETT; TEDERSOO, 2018).

A associação micorrízica arbuscular (MA) é estabelecida entre os fungos micorrízicos arbusculares (FMA), pertencentes ao filo Glomeromycota, e a maioria das plantas terrestres. Esta constitui uma das associações benéficas mais antigas, com registros fósseis que mostram a sua existência há mais de 450 milhões de anos e a importante participação evolutiva no estabelecimento e diversificação das plantas no ambiente terrestre (FEIJEN et al., 2017). Atualmente, em virtude da ampla distribuição e baixa especificidade dos FMA em relação ao hospedeiro, a MA é uma das simbioses mais difundidas no mundo, sendo registrada em todos os continentes (STÜRMER et al., 2018).

A associação MA é caracterizada pela formação de uma estrutura denominada arbúsculo, formada após a penetração e diferenciação de uma hifa na célula do córtex radicular, sendo o principal sítio de troca entre a planta e o fungo (SMITH; READ 2010). Essa associação possibilita que os FMA recebam carboidratos e lipídios da planta e completem seu ciclo de vida, enquanto beneficiam o hospedeiro diretamente com o aumento da transferência de água e nutrientes do solo (JIANG et al., 2017). Apesar da simbiose do tipo MA ser permanentemente obrigatória para os FMA, que dependem exclusivamente dos fotossintatos do hospedeiro, o estabelecimento da simbiose envolve uma série de interações entre as plantas e as condições ambientais, resultando em diferentes estratégias de colonização tanto no solo, como nas raízes.

As hifas dos FMA são cenocíticas, têm função propagativa e são responsáveis pela assimilação de nutrientes (SMITH; READ, 2010) e agregação de partículas do solo (VASCONCELLOS et al., 2016). Por estarem presentes tanto intra como extrarradicularmente, as hifas podem se diferenciar em diversas estruturas como: arbúsculos, esporos, vesículas e células auxiliares (SMITH; READ, 2010). As vesículas são produzidas intraradicularmente, enquanto as células auxiliares são formadas no solo; ambos têm como função armazenar nutrientes e é possível que auxiliem a formação e o desenvolvimento dos esporos.

Os esporos dos FMA, denominados glomerosporos (GOTO; MAIA, 2006), são produzidos intra e extrarradicularmente, sendo considerados a principal estrutura de

reprodução e disseminação desses fungos no ambiente. No solo, sob condições favoráveis, os glomerosporos germinam e as novas hifas formadas são conduzidas via sinalização química até a raiz do hospedeiro, onde o processo de colonização intradadicular se inicia (SMITH: READ, 2010). Os glomerosporos apresentam uma grande variação de cores e tamanhos (14 a 800 μm) e constituem um dos maiores esporos do reino Fungi (AGUILAR-TRIGUEROS et al., 2019).

3.3.1 ASPECTOS GERAIS DA CLASSIFICAÇÃO DOS FUNGOS MICORRÍZICOS ARBUSCULARES

O campo da sistemática e filogenia dos FMA tem avançado bastante e nos últimos anos, um maior esforço amostral tem aumentado o conhecimento sobre a diversidade desses fungos, com registro de novas gêneros e espécies recentemente descritas (BŁASZKOWSKI et al., 2023). A taxonomia clássica ou morfológica dos FMA é baseada no estudo da ontogenia e da estrutura das paredes dos glomerosporos, estabelecidas como as principais características levadas em consideração na identificação das espécies (MORTON; BENNY, 1990). Além disso, outros aspectos fenotípicos como a cor, o tamanho, a forma, a estrutura de sustentação, as ornamentações e as reações histoquímicas das paredes dos glomerosporos também auxiliam na identificação das diferentes espécies de FMA (OEHL et al., 2011).

Apesar de ser muito utilizada, a taxonomia com base na morfologia possui algumas limitações. A natureza biotrófica obrigatória dos FMA faz com que esses fungos não cresçam em meio de cultura e como esse sistema de identificação é baseado exclusivamente na morfologia dos glomerosporos, não é possível distinguir a espécie durante a fase de crescimento micelial. Além disso, os glomerosporos podem sofrer modificação em função das condições ambientais e do estágio de desenvolvimento e por serem muitas vezes extraídos de amostras do campo, podem estar degradados e/ou não apresentar todas as estruturas, inviabilizando a identificação precisa das espécies. Nesse contexto, as análises moleculares constituem uma importante ferramenta complementar na taxonomia e nos estudos sistemáticos dos FMA.

Os glomerosporos possuem características morfológicas únicas, mas essas diferenças podem não ser tão perceptíveis e, muitas vezes, o posicionamento das espécies dentro do filo Glomeromycota só é possível a partir de análises filogenéticas e moleculares (OEHL et al., 2011). Dessa forma, as técnicas moleculares podem

proporcionar diferentes graus de resolução para avaliar, identificar e classificar os FMA, permitindo o conhecimento também da sua ecologia.

As análises filogenéticas a partir das regiões alvo de DNA têm sido amplamente utilizadas dentro do reino Fungi devido ao seu alto poder de resolução (TEDERSOO et al., 2018). Para os FMA, as regiões gênicas mais empregadas para identificação estão localizadas nos genes ribossomais, com destaque para o 18S rRNA, 28S rRNA, 5.8S rRNA e duas subunidades de RNA polimerase II (RPB1 e RPB2), bem como de várias regiões espaçadoras internas - ITS (*Internal Transcribed Spacers*) (ITS 1 e 2) (JOBIM et al., 2019; TEDERSOO et al., 2018).

Por muito tempo os FMA foram reconhecidos como uma ordem (Glomales) dentro de Zygomycota, sendo depois separados e elevados à categoria de filo por Schüßler et al. (2001). Em 2011, Oehl e colaboradores, em um estudo mais abrangente sobre a filogenia dos FMA baseado na combinação de caracteres genéticos (β -tubulina, SSU, ITS, e LSU rRNA) e morfológicos (ontogenia, número de paredes, germinação, estrutura de cor, forma e espessura, fechamento de poros de hifas, etc.) reconheceram a monofilia de Glomeromycota, subdividindo o filo em três classes: Glomeromycetes, Archaeosporomycetes e Paraglomeromycetes.

A classe Glomeromycetes incluía três ordens; Glomerales e Diversisporales produzindo arbúsculos e vesículas, e Gigasporales, que além dos arbúsculos formam células auxiliares no solo. Nessa classificação, *Geosiphon pyriformis* (Archaeosporales) é a única espécie de Glomeromycota conhecida por formar endossimbiose com cianobactérias fixadoras de nitrogênio (*Nostoc punctiforme*). Goto et al. (2012) acrescentaram na classificação de Oehl et al. (2011), a família Intraornatosporaceae com dois novos gêneros: *Intraornatospora* e *Paradentiscutata*.

O período entre 2017 a 2021, foi significativamente importante na taxonomia dos FMA, com a proposição de novos gêneros fortemente caracterizados por sua natureza molecular e importantes considerações filogenéticas. Tedersoo et al. (2018) apoiam a natureza monofilética dos FMA, aceita até os dias atuais (WIJAYAWARDENE et al., 2022).

Nos últimos anos, Glomeraceae foi a família de Glomeromycota que sofreu maior número de modificações. Além da grande variedade de caracteres morfológicos dos esporos pertencentes a esse grupo, o resultado da reconstrução de caracteres ancestrais demonstrou que a ontogenia do tipo glomóide pode ser considerada uma condição simplesiomórfica em Glomeromycota e ocorre em várias linhagens distintas.

Dessa forma, as relações filogenéticas das espécies dentro de Glomerarceae são consideravelmente mal compreendidas e muitas de suas espécies permanecem incertas (JOBIM et al., 2019). Com os avanços e estudos e as particularidades dos esporocarpos dentro de Glomeraceae, Jobim et al. (2019) propuseram o termo “glomerocarpo” para caracterizar os esporocarpos de FMA.

Em artigos mais recentes, Blaszkowski et al. (2023) e Da Silva et al. (2022) a partir de análises filogenômicas, filogenéticas e morfológicas geraram novas combinações dentro do filo. Atualmente, os FMA permanecem classificados no filo Glomeromycota estando representados por três classes, seis ordens, 17 famílias, 51 gêneros e aproximadamente 350 espécies descritas (WIJAYAWARDENE et al., 2022; Blaszkowski et al., 2023) das quais 193 são registradas no Brasil (MAIA et al., 2020; RODRIGUES et al., 2021). Com o desenvolvimento e avanço das técnicas da biologia molecular, a identificação de espécies crípticas, os autores apontam para um filo ainda mais diverso (DA SILVA et al., 2022). O aprimoramento de técnicas que levem a uma identificação mais precisa das espécies de FMA, aumentará as chances de se compreender melhor a ecologia, a dinâmica e a distribuição desses fungos.

3.3.2 ECOLOGIA GERAL, DISTRIBUIÇÃO E DIVERSIDADE DE FMA EM FLORESTAS ÚMIDAS

Apesar de serem cosmopolitas e resistirem a uma variedade de condições ambientais (STÜRMER et al., 2018), os filtros ambientais abióticos e bióticos atuam em diferentes escalas geográficas e temporais selecionando as espécies de FMA, sendo possível prever a atuação de diferentes processos na formação das comunidades. Os atributos funcionais relacionados ao investimento em produção de hifas e glomerosporos têm relação com crescimento e mortalidade dos FMA tornando-se uma alternativa no entendimento dos mecanismos que permitem que esses fungos ocupem diferentes ambientes (AGUILAR-TRIGUEROS et al., 2019; PAZ et al., 2021).

Os traços ou atributos funcionais e as estratégias de vida dos FMA têm sido ampliados e ao mesmo tempo utilizados como uma importante ferramenta para o entendimento de processos ecológicos e regras de formação de comunidades em diferentes escalas espaciais e temporais. Os métodos de identificação tradicionais enfatizam apenas a riqueza de espécies, com frequência são menos eficientes em

captar os impactos de alterações ambientais nas funções e nos processos ecossistêmicos, especialmente em vista dos processos atuais de perda e fragmentação de habitats naturais.

Numa escala global, a distribuição geográfica dos FMA é influenciada por fatores estocásticos que encontram-se associados a eventos de especiação ao longo do tempo, durante o processo de deriva continental, quando houve a divisão da Pangea, evidenciada por espécies compartilhadas entre os antigos continentes Gondwana e Laurásia (STÜRMER et al., 2018). Com o passar dos anos, as mudanças ambientais, especialmente as climáticas, e o aumento da complexidade do habitat presumivelmente resultaram em diferenciação das espécies levando à megadiversidade nos trópicos (BEGON et al., 1986).

Os FMA estão bem representados nas Florestas Tropicais com 228 espécies (MARINHO et al., 2018), e na Mata Atlântica com 155 espécies (MAIA et al., 2020; RODRIGUES et al., 2021). A elevada riqueza de espécies de FMA principalmente em florestas úmidas pode ser explicada por uma gama de fatores climáticos e edáficos (CHAUDHARY et al., 2018; RODRIGUES et al., 2021) e também pela diversidade de hospedeiros (ZHANG et al., 2021), permitindo que esses fungos se estabeleçam em diferentes ambientes.

Um fator muito importante a ser considerado na distribuição dos FMA, é a dispersão por diferentes formas de propágulos (raízes colonizadas, fragmentos de hifas e glomerosporos) e diferentes mecanismos que aumentam a chance de estabelecimento e sobrevivência dos FMA (SMITH; READ, 2010). Segundo Aguilar-Trigueros et al. (2019), os propágulos têm diferentes probabilidades de sobrevivência dependendo do local onde forem depositados e de interações posteriores com o meio e com o hospedeiro. Em escala local, diferentes preditores das comunidades de FMA nas florestas tropicais, têm sido apontados, como fatores abióticos relacionados ao clima (ex: temperatura e precipitação) e características do solo (ex: pH e textura) (CHAUDHARY et al., 2018; PÄRTEL et al., 2017; RODRIGUES et al., 2021). Os FMA não apresentam especificidade quanto ao hospedeiro, mas exibem uma certa preferência, e as interações entre as espécies podem influenciar a distribuição e o estabelecimento das comunidades de FMA, mas não são tidos como bons preditores das comunidades (CEOLA et al., 2021).

Em florestas tropicais úmidas, os efeitos negativos das perturbações antrópicas no empobrecimento da flora são bem conhecidos (PÜTTKER et al., 2020;

LINGNER et al., 2020), impactando negativamente: composição e diversidade das comunidades, estrutura trófica, produtividade, mortalidade e diversidade filogenética de diversos grupos (LINGNER et al., 2020; PÜTTKER et al., 2020). No entanto, o efeito dessa perturbação sobre outras comunidades biológicas como os FMA, é pouco compreendido (VAN DER HEYDEN et al., 2017). Em geral, algumas características da história de vida podem tornar as espécies de FMA mais vulneráveis a perturbações, enquanto outras tendem a aumentar sua resiliência (CHAGNON et al., 2013; VAN DER HEYDEN et al., 2017).

Alguns grupos funcionais têm sido propostos e utilizados para explicar padrões de distribuição, abundância e coexistência de espécies de FMA. Chagnon et al. (2013), a partir da teoria de Philip Grime, adaptou uma das mais antigas estratégias ecológicas adaptativas para os FMA, a Teoria C-S-R (GRIME, 1997). As espécies com habilidade de competir por recursos, por isso denominadas competidoras – (C), como as da família Gigasporaceae (Gigasporales), investem mais em crescimento com a produção de micélio extrarradicular do que em reprodução (ex: esporulação), fornecendo maiores quantidades de fósforo aos hospedeiros e requerendo maior teores de carbono. Apesar de suscetíveis aos distúrbios no solo (VAN DER HEYDEN et al., 2017), espécies de Gigasporaceae estão bem representadas em solos tropicais (MARINHO et al., 2018).

As espécies capazes de tolerar estresses ambientais, denominadas tolerantes (S), a exemplo das representantes de Acaulosporaceae, têm baixa taxa de crescimento, entretanto possuem micélio de longa durabilidade e toleram estresses abióticos, como acidez e baixa temperatura (CHAGNON et al., 2013). A partir dessa habilidade, membros de Acaulosporaceae foram identificados como generalistas na maioria dos solos subtropicais e tropicais, em uma ampla variedade de condições de biomas e usos do solo (CEOLA et al., 2021).

As espécies capazes de manter populações em ambientes expostos a distúrbios frequentes, conhecidas como ruderais (R) apresentam alta taxa de crescimento, investindo na produção de glomerosporos e com sistema eficiente de reparo das hifas; além disso, possuem alta capacidade de colonização. É o caso, por exemplo, das espécies de Glomeraceae. Os esporos das espécies ruderais apresentam tamanho reduzido e encontram-se isolados ou arrançados em esporocarpos (VAN DER HEYDEN et al., 2017) o que favorece sua recuperação e sua tolerância ao meio.

A maioria dos trabalhos realizados nas florestas tropicais, incluindo a Mata Atlântica, destaca que representantes das famílias Acaulosporaceae e Glomeraceae e os gêneros *Acaulospora* e *Glomus* ocorrem com maior frequência, tanto em áreas naturais como antropizadas (MAIA et al., 2020; MARINHO et al., 2018; STÜRMER et al., 2006; PÄRTEL et al., 2017; PEREIRA et al. 2014; PEREIRA et al., 2018; RODRIGUES et al., 2021). Esses gêneros também são globalmente distribuídos (CEOLA et al., 2021; STÜRMER et al., 2018). Apesar da ampla distribuição de Acaulosporaceae e Glomeraceae no Brasil, algumas espécies foram registradas exclusivamente na Mata Atlântica, tais como: *Acaulospora endographis*, *A. ignota*, *A. papillosa*, *Corymbiglomus globiferum*, *Diversispora aurantia*, *Dentiscutata hawaiiensis*, *Glomus botryoides*, *G. maculosum*, *G. reticulatum*, *Halonatospora pansihalos*, *Rhizoglomus vesiculiferum*, *R. maiae*, *Sclerocystis pachycaulis* e *Simiglomus hoi* (MAIA et al., 2020).

A perturbação antrópica reduz a riqueza de FMA em áreas de florestas tropicais, como indicado por MARINHO et al. (2018). No Brasil, além de áreas naturais apresentarem maior riqueza, apresentam maior números de espécies de FMA com mais registros exclusivos do que nas áreas antropizadas (MAIA et al., 2020). Em áreas de Mata Atlântica, Pereira et al. (2014) observaram que a composição das assembleias de FMA foi mais afetada pelas diferentes práticas de manejo do que pelas características físicas e químicas do solo.

Em contrapartida à menor riqueza, a densidade de glomerosporos é significativamente maior em áreas susceptíveis à perturbação antrópica do que em áreas naturais da Mata Atlântica (STÜRMER et al., 2006; RODRIGUES et al., 2021; PEREIRA et al., 2014). Isso explica porque os glomerosporos são estruturas de resistência e disseminação do fungo no ambiente (SMITH; READ, 2010) e, em geral, são produzidos em respostas a condições ambientais estressantes.

Se por um lado áreas susceptíveis à perturbação antrópica sustentam apenas poucas espécies resistentes, tendendo à homogeneização biótica (LINGNER et al., 2020; PEREIRA et al., 2018), por outro lado os mosaicos criados pelas perturbações criam paisagens complexamente estruturadas, com grande diversidade de habitats (PÜTTKER et al., 2020) e novos nichos para a colonização dos FMA (PÄRTEL et al., 2017). Em alguns casos, a diversidade de FMA na Mata Atlântica é maior em áreas antropizadas, principalmente onde ocorre a remoção da vegetação e a introdução de plantio com espécies altamente micotróficas de vida curta e com alta rotatividade

(PEREIRA et al., 2014). Dessa forma, além de permanecerem em áreas perturbadas de Mata Atlântica, os FMA, após a perturbação, conseguem se restabelecer em menor tempo do que as plantas (VASCONCELLOS et al., 2016). Nesse sentido, o entendimento da dinâmica e distribuição dos FMA em ambientes sujeitos à perturbações antrópicas é um primeiro passo para uma melhor compreensão dos seus efeitos em florestas tropicais, como a Mata Atlântica.

3.3.3 GLOMALINA

A “glomalina” é uma glicoproteína produzida pelos fungos micorrízicos arbusculares mas difícil de ser estudada isoladamente, estando associada a outras proteínas do solo, daí o uso do termo “proteínas do solo relacionada à glomalina” - PSRG (RILLIG et al., 2004). Em geral, a glomalina é composta por carbono (36 a 59%), oxigênio (33 a 49%), hidrogênio (4 a 6%), nitrogênio (3 a 5%), ferro (0,8 a 8,8%) e fósforo (0,03 a 0,1%) (WRIGHT; UPADHYAYA, 1998; LOVELOCK et al., 2004; RILLIG et al., 2001; SCHINDLER et al., 2007).

As PSRG encontram-se aderidas à parede das hifas dos FMA e diferem quanto à produção e deposição em “facilmente extraível” e “total” (RILLIG et al., 2004). A facilmente extraível é aquela recém depositada no solo, considerada a porção mais lábil dessa glicoproteína, sendo também a mais suscetível às mudanças ambientais, enquanto a total (PSRG-T) é a recalcitrante, mais estável e que permanece por mais tempo no solo (WRIGHT; UPADHYAYA, 1998).

As PSRG têm significativa importância nos ecossistemas terrestres e sua relação com a qualidade edáfica têm sido referida por diversos autores (RILLIG et al., 2004; TRESEDER; TURNER, 2007; WRIGHT; UPADHYAYA, 1998). Devido à estabilidade térmica e condição recalcitrante, as PSRG favorecem a formação de agregados e a estabilização do carbono no solo (WRIGHT; UPADHYAYA, 1998), a distribuição e reservatório de água e nutrientes (TRESEDER; TURNER, 2007).

As PSRG foram correlacionadas com diferentes atributos químicos, físicos (GOMES et al., 2021; VASCONCELLOS et al., 2016) e microbiológicos do solo na Mata Atlântica (VASCONCELLOS et al., 2016), sendo essas características relacionadas direta ou indiretamente à qualidade edáfica. Dessa forma, as PSRG também beneficiam a saúde das plantas (TRESEDER; TURNER, 2007) e, conseqüentemente, a biodiversidade do solo.

Como os FMA estão amplamente distribuídos nos ecossistemas terrestres, PSRG são encontradas na maioria dos solos, onde apresentam conteúdos bastante heterogêneos e têm a produção influenciada por diferentes fatores como sazonalidade (SILVA et al., 2020), nutrientes do solo (GOMES et al., 2021; VASCONCELLOS et al., 2016), propriedades físicas, como argila e densidade de partículas (GOMES et al., 2021); perturbações, características das assembleias de FMA (ex: riqueza), entre outros.

Os teores de PSRG (facilmente extraível e total) também estão relacionados à composição e estrutura da vegetação (GOMES et al., 2021). Normalmente, por representarem as PSRG mais imóveis, as concentrações de PSRG-T são mais altas quando comparadas às de PSRG-FE (NOGUEIRA et al., 2016). No entanto, Silva et al. (2020) observaram que as práticas de manejo levaram a menores concentrações de PSRG-T do que PSRG-FE em áreas cultivadas na Mata Atlântica, indicando que práticas comuns, como a conversão de áreas naturais em lavouras e pastagens afetam os níveis de GRSP.

Nogueira et al. (2016) observaram que a conversão de área nativa em pastagem na Mata Atlântica levou à redução de ambas as PSRG. No entanto, Matos et al. (2022) registraram maiores valores PSRG-T em pastagem e sistemas agroflorestais, enquanto maiores conteúdos de PSRG-FE foram observados em sistemas de agroflorestas e floresta secundária na Mata Atlântica. O conteúdo de PSRG em solos da Mata Atlântica tem variado de 1,06 a 3,3 mg g⁻¹ solo (SANTOS et al., 2020b), 1,27 a 16,72 mg g⁻¹ solo (NOGUEIRA et al., 2016), 13 a 23 mg g⁻¹ solo (VASCONCELLOS et al., 2016), e 4,66 a 135,46 mg g⁻¹ solo (GOMES et al., 2021).

A microbiota do solo pode ser um importante regulador da produção da PSRG na Mata Atlântica, com destaque para a composição das assembleias de FMA, o carbono da biomassa microbiana e as atividades enzimáticas do solo relativas à fosfatase ácida, desidrogenase e urease (VASCONCELLOS et al., 2016). Devido às diferentes respostas das PSRG às condições ambientais e à sua importância para os ecossistemas terrestres, evidencia-se a necessidade de se entender os fatores que regulam o conteúdo de PSRG nos diversos ambientes.

3.4. ENZIMAS DO SOLO

As interações físicas, químicas e biológicas influenciam a dinâmica da paisagem e condicionam a sustentabilidade dos ecossistemas terrestres (LEHMANN

et al., 2020). A fração biológica do solo é constituída por animais, plantas e microrganismos que participam dos ciclos biogeoquímicos a partir de sua atividade metabólica (KARACA et al., 2010). Esse processo de ciclagem assegura a disponibilidade de nutrientes nos solos, principalmente aqueles que apresentam baixa fertilidade natural, como os da Mata Atlântica. Dessa forma, o fluxo de nutrientes é considerado um processo chave no funcionamento dos ecossistemas terrestres (LEHMANN et al., 2020).

As enzimas envolvidas na ciclagem de nutrientes são produzidas principalmente pelos microrganismos a partir de vias intra e extracelulares que catalisam os componentes a partir de reações específicas no solo (LUO et al., 2017). As enzimas extracelulares são as mais comumente associadas à qualidade do solo, por participarem de importantes ciclos biogeoquímicos a exemplo, do carbono (C), do fósforo (P) e do enxofre (S) com destaque para a β -glicosidase, a fosfatase ácida e a arilsulfatase (LUO et al., 2017).

Estas enzimas atuam, em parte, degradando e transformando fontes de C, P e S presentes na matéria orgânica. Dessa forma, diferentemente das enzimas extracelulares “padrão” que encontram-se difusas no solo, as relacionadas à matéria orgânica são conhecidas como “específicas por unidade de carbono no solo”. Como tanto a estequiometria de nutrientes do solo e o conteúdo e qualidade da matéria orgânica podem interferir na atividade enzimática extracelular (LUO et al., 2017), a avaliação integrada de ambas as enzimas (padrão e específicas) podem ser mais sensíveis em detectar mudanças ambientais.

As enzimas microbianas são sensíveis a diversos fatores, como sazonalidade (SMITH et al., 2015), tipo de cobertura vegetal (HE et al., 2020) e de manejo (SINGH et al., 2020). Solos de ambientes tropicais são heterogêneos e uma grande variedade de atributos abióticos como textura, pH, temperatura e outras propriedades influenciam a distribuição da sua biota (BANERJEE; VAN DER HEIJDEN, 2022; FIERER, 2017) e, conseqüentemente, na síntese de enzimas extracelulares.

Por responderem às mudanças ambientais e participarem da ciclagem de nutrientes, essas enzimas podem fornecer importantes informações sobre a disponibilidade de recursos no solo o que, por sua vez, reflete na sua qualidade e na sua funcionalidade (KARACA et al., 2010).

A arilsulfatase, enzima secretada principalmente por bactérias e fungos, participa do ciclo de enxofre (S), hidrolisando o SO_4^{2-} (sulfato) no solo. Como a maior

parte do S (90 a 98%) é componente da matéria orgânica e se encontra na forma não assimilável, a arilsulfatase é responsável pela conversão e disponibilidade de S para as plantas (TABATABAI, 2005). Apesar de não ser encontrado em grandes quantidades nos tecidos, o S é considerado um macronutriente essencial no desenvolvimento vegetal (NARAYAN et al., 2022) e a arilsulfatase, devido à importância e ampla distribuição, também é considerada fundamental nos ecossistemas terrestres.

As glicosidases participam do ciclo do carbono e assim como a arilsulfatase, apresentam uma estreita relação com a matéria orgânica do solo. A ação dessa enzima depende da qualidade e do material de origem, apresentando grande diversidade de ligações glicosídicas e variações em seus substratos. A β -glicosidase, responsável por hidrolisar celobiose, um intermediário da celulose, fornecendo energia para a microbiota edáfica (LUO et al., 2017) é considerada a mais importante e é a mais estudada dentre as glicosidases (LUO et al., 2017). A avaliação da β -glicosidase pode estimar a estabilização do carbono no solo, indicando sua perda. Além dos microrganismos, a β -glicosidase pode ser produzida pelas plantas e animais.

As fosfatases participam do ciclo de fósforo (P) na hidrólise de ésteres e anidridos, resultando na liberação de H_3PO_4 e são classificadas em: fosfomonoesterases, fosfodiesterases e fosfotriesterases (ACOSTA-MARTÍNEZ; TABATABAI, 2011). Como o P é componente da adenosina trifosfato, participa do metabolismo e crescimento vegetal, incluindo a divisão celular, a reprodução, a fotossíntese e a respiração. Dentre as fosfatases, as fosfomonoesterases têm sido extensivamente estudadas em ecossistemas terrestres, devido à importância na mineralização de P (ACOSTA-MARTÍNEZ; TABATABAI, 2011).

As fosfomonoésteres são divididas, em ácida e básica (ACOSTA-MARTÍNEZ; TABATABAI, 2011). A fosfatase ácida produzida principalmente por microrganismos e plantas, predomina em solos ácidos (ACOSTA-MARTÍNEZ; TABATABAI, 2011), como os da Mata Atlântica. Como o P é um elemento limitado em alguns ecossistemas terrestres, principalmente em ambientes tropicais (CAMENZIND et al., 2018; HOU et al., 2020), a fosfatase ácida tem papel fundamental na disponibilidade de P no solo.

Em geral, devido à origem e às características ambientais, as atividades enzimáticas são diversificadas, e a produção varia em função, por exemplo, do tipo

de vegetação, do clima e das propriedades edáficas (LUO et al., 2017; XU et al., 2017). Variáveis físico-químicas do solo como argila, silte, carbono orgânico e cálcio apresentaram relações significativas com a atividade da arilsulfatase, enquanto o pH foi relacionado, além da arilsulfatase (CHEN et al., 2019), com a fosfatase ácida (XU et al., 2017). A atividade da β -glicosidase foi significativa e negativamente correlacionada com a temperatura média e a precipitação média anual (XU et al., 2017).

A conversão de áreas naturais em antropizadas e, em muitos casos, a posterior regeneração, envolve uma série de mudanças que, dependendo da prática de manejo, também podem afetar as propriedades do solo, a dinâmica da matéria orgânica e, conseqüentemente, a atividade enzimática e a funcionalidade da microbiota edáfica (MEENA; RAO, 2021). Dessa forma, como integrantes do metabolismo microbiano, as enzimas arilsulfatase, β -glicosidase e fosfatase ácida são consideradas indicadores sensíveis para detectar alterações no solo em função do tipo de manejo (CHEN et al., 2019; MEENA; RAO, 2021).

O desmatamento, o crescimento populacional e a redução de áreas naturais são problemas ecológicos históricos da Mata Atlântica brasileira (JOLY et al., 2014; MARQUES et al., 2021). A perturbação antrópica altera significativamente a biota e os seus serviços ecossistêmicos, e é considerada a principal ameaça à sustentabilidade dos sistemas florestais (JOLY et al., 2014; MARQUES et al., 2021). No entanto, ainda não está definido como a perturbação antrópica afeta os processos e propriedades do solo, nos diferentes ecossistemas da Mata Atlântica..

Em geral, a degradação florestal afeta diretamente a matéria orgânica e a biomassa microbiana do solo, com efeito na atividade enzimática (KARACA et al., 2010). Alguns autores sugerem que, na Mata Atlântica, a conversão de vegetação nativas pode levar à redução das enzimas extracelulares do solo (DE SOUZA et al., 2012). Apesar da resiliência dessas enzimas (TEIXEIRA et al., 2020), a mudança no uso da terra e o cultivo de longo prazo podem limitar o restabelecimento da capacidade das enzimas extracelulares após o abandono da área (CHAER et al., 2009).

A produção de enzimas extracelulares no solo via metabolismo microbiano é altamente complexa e variável (KARACA et al., 2010). Lino et al. (2015) observaram que a conversão de floresta nativa em plantio de eucalipto na Mata Atlântica interferiu na produção enzimática do solo, apresentando diferentes respostas. Esses autores

observaram que houve redução da atividade da fosfatase com a conversão da floresta nativa, mas as atividades da desidrogenase e da urease foram significativamente maiores no solo cultivado com eucalipto por cinco anos.

Em análise de solo sob diferentes usos na Mata Atlântica, Matos et al. (2020) registraram maiores valores de β -glicosidase no sistema agroflorestal e na floresta secundária do que em áreas de pastagens, enquanto a fosfatase ácida foi maior na floresta secundária do que em outros usos da terra. É evidente, portanto, que as enzimas extracelulares respondem de forma diferente ao manejo do solo.

Devido à variedade de condições que interferem no metabolismo microbiano no solo e, conseqüentemente, na produção enzimática e tendo em vista a importância do solo na biodiversidade e na qualidade da saúde humana, entender como a perturbação antrópica influencia solos heterogêneos, como os da Mata Atlântica é importante para detectar alterações que possam indicar perda da qualidade edáfica

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 ARTIGO 1 – submetido a revista Journal of Environmental Management

Spatial and environmental factors influence AMF assemblages at different scales across the Brazilian Atlantic Forest - a diversity hotspot

Joana Suassuna da Nóbrega Veras¹; Renato Lúcio Mendes Alvarenga²; Gabriel Rosemberg Luna de Souza Rodrigues²; Indra Elena Costa Escobar²; Leonor Costa Maia²

¹ Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE, Brazil. ² Universidade Federal de Pernambuco, Departamento de Micologia, Laboratório de Micorriza. Av. da Engenharia, s/n, Cidade Universitária, CEP 50740-600, Recife, PE, Brazil.

ABSTRACT

The Atlantic Forest is the second largest tropical humid forest of the American continent, being considered a hotspot of biodiversity and being susceptible to anthropic disturbances, affecting the biological communities above and below ground. The spatial (regional/local) and environmental attributes influence the distribution of arbuscular mycorrhizal fungi (AMF). Most of the factors related to AMF modeling and distribution of assemblages throughout the Atlantic Forest are unknown, limiting the predictive potential of AMF future changes in the distribution on these forests. The

influence of spatial and environmental attributes on the AMF assemblage distribution throughout the Atlantic Forest was evaluated in different scales, from a literature review. This way, 17 descriptors divided into two subcategories were established (1) geographic: elevation, latitude, longitude; (2) local: abiotic, biotic, anthropic. The AMF assemblage configuration in regional and local scales was evaluated using k-means clustering. The AMF assemblage modulators differed between regional and local scales and, in general, soil pH, temperature and vegetation were the main AMF assemblage drivers. The habitat heterogeneity in all Atlantic Forest, which includes host variety and other attributes, such as soil pH, altitude, and temperature, is extremely important to explain the distribution and the great number of AMF species in this biodiversity hotspot. The anthropic disturbance may influence the AMF distribution and reduce the potential ecosystem services provided by these fungi.

Keywords: Glomeromycota, k-means, Tropical rainforest.

Introduction

The Atlantic Forest is the second largest tropical rainforest of America (Marques et al., 2021) and extends over a wide latitudinal range (4° to 32°S) with extensive longitudinal (35° to 60°W) and altitudinal (up until 2.900 m) variations (Ribeiro et al., 2011). It has a highly heterogeneous flora in environments that range from forest to mangrove. It is considered a mosaic of ecosystems, where the ecological interactions among local environmental variables (e.g., vegetation, geology, soil, relief, and temperature) act and together reflect the peculiarities of each region (Marques et al., 2021). The combination of these factors results in a diversification of habitats, contributing to the richness and endemism of species, characteristics that make the Atlantic Forest one of the global biodiversity hotspots (Myers et al., 2000).

Despite harbouring a unique biodiversity, the Atlantic Forest has historically suffered from the modification of its habitats (Marques et al., 2021). Consequently, only 28% of the natural vegetation remains, distributed in fragments of different sizes (Rezende et al., 2018).

It is known that anthropic disturbances have a negative impact, for example, on the composition and diversity of biological communities. However, the effect of this disturbance on below ground organisms is still poorly understood (Van der Heyde et al., 2017).

Among soil microorganisms, the arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) are a functionally important group of obligate biotrophic organisms that are related to processes of absorption and transfer of nutrients to plants and soil maintenance (Wang et al., 2022).

In general, AMF have low host specificity and high tolerance and resilience, which allow them to establish themselves under different environmental conditions and distribute globally (Stürmer et al., 2018; Davison et al., 2021). The distribution of AMF assemblages results from interactions among a variety of biotic and abiotic factors that act as environmental filters at different geographic and temporal scales, resulting in multiple processes of formation of assemblages (Chaudhary et al., 2014; Vályi et al., 2016).

On a global scale, the distribution of AMF is influenced by stochastic factors associated with spore dispersal, for example (Kivlin et al., 2011; Dumbrell et al., 2010) and speciation events over time. Such processes give rise to the diversification of AMF species leading to a latitudinal gradient and megadiversity in the tropics (Stürmer et al., 2018) with emphasis on the Atlantic Forest, where 153 AMF species have been recorded (Maia et al., 2020).

In different continents, the variation of AMF assemblages is related to biogeographic history and environmental conditions (Öpik et al., 2013). At a local scale, the species have limited distribution, strongly influenced by deterministic processes associated with host and habitat (Yang et al., 2012). Different drivers, such as climate-related abiotic variables (e.g., precipitation) and soil characteristics (e.g., soil texture) have been identified as determinants of AMF assemblages in tropical forests (Chaudhary et al., 2018; Rodrigues et al., 2021).

Although AMF do not show host specificity, AMF exhibit a certain preference (Zangaro et al., 2013; 2014; Kivlin et al., 2011). In this way, the interaction between plant and fungi species may also influence the distribution and establishment of AMF in the Atlantic Forest (Pereira et al., 2020). In general, however, these interactions are not considered good predictors of the distribution of AMF assemblages (Chaudhary et al., 2018).

Added to this scenario of multiple variables and uncertainties, human disturbances can trigger species turnover at different scales (Van der Garst et al., 2011). These effects have been more investigated at a local scale, with a change in the environmental conditions making some AMF species more vulnerable to

disturbances, whereas others tend to increase their abundance (Chagnon et al., 2013; Van der Heyde et al., 2017). This trade off can lead to a reduction in species richness and consequently a homogeneity of assemblages in tropical forests.

Despite the importance of AMF and the efforts of scientists to understand the natural and anthropogenic processes involved in the assembly of biological communities, there are still numerous gaps to be filled, mainly in relation to the representativeness of AMF. In order to reduce the gaps and detect ecological trends in the AMF assemblages at a local and regional scale, we established three hypotheses: (i) the geographic distance or the geospatial component (regional scale) does not influence the distribution of AMF assemblages along the Atlantic Forest, considering that they are cosmopolitan and show high dispersal capacity; (ii) the composition, richness and diversity of AMF respond to ecological conditions, such as temperature, precipitation, pH and soil cover, are the main drivers of AMF distribution in the Atlantic Forest; (iii) due to their abiotic tolerance and resilience, anthropogenic disturbance may not be the main driver of the AMF in the Atlantic Forest but it can influence the distribution of these fungi on a local scale.

Materials and Methods

Literature review and criteria of selection

We performed a meta-analysis based on a systematic literature review following PRISMA (Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analyses) guidelines (Page et al., 2021) (Supplementary Material 1). Scientific articles were searched in different databases, such as Web of Science, Scielo, Scopus and Google Scholar. The articles had no date restriction. The following keywords were used for the search: ("tropical forest" OR "forest" OR "atlantic forest") AND ("richness" OR "diversity" OR "species") AND ("mycorrhiza arbuscular" OR "mycorrhiza" OR "mycorrhizae" OR "mycorrhizal" OR "AM fungi" OR "AMF" OR "Glomeromycota" OR "vesicular-arbuscular").

After an initial screening, the articles were read in full to select those that met the following inclusion criteria: (1) published in Portuguese or English; (2) contained geographic coordinates and/or location of the collection areas; (3) evaluated the AMF richness in the Atlantic Forest; (4) identified AMF (by morphological or molecular methods) at species level. Thus, taxa identified only at higher taxonomic levels (eg. genera, order, and family) and morphospecies were not considered. Reviews, meta-

analysis, and book chapters were excluded from the analysis, but the articles cited there were evaluated for adequacy to the inclusion criteria. From the selected articles, the following information was extracted: geographic coordinate (when present), AMF species and land use/cover change.

The classification of AMF species followed Oehl et al. (2011), with the inclusion and modifications of proposed taxa by order of authors in recent publications considering the AMF as a monophyletic group in Glomeromycota (Wijayawardene et al., 2022), presenting three classes, five orders, 17 families and 52 genera.

Geographic and Local Index

Seventeen descriptors divided into two subcategories were used: (1) geographic: latitude, longitude and altitude; (2) local: abiotic, biotic and anthropic (Table 1). The latitude and longitude information were taken from the articles. When not present, the closest coordinates of the study areas were used. Climatic variables (Annual Mean Temperature and Annual Precipitation) and altitude were taken from WorldClim version 2, data with a resolution of 2.5 min (Fick & Hijmans, 2017). The variables of the following components: Local Biotic Index, excepted Land Cover, and Local Anthropic Index were extracted from EarthEnv, available on the website (<https://www.earthenv.org/landcover.html>), with a resolution of 30 sec. The land cover was extracted from the Global ESA CCI Land Cover classification map (1992-2015) data in 300 meters resolution available at <http://60.245.210.47/en/data/c205fc4f-4847-4a7d-bb04-7c60f27438ae/>. The pH values were extracted from the soil acidity map of Brazil, 15-30 cm deep at 90 m spatial resolution - Version 202, available on http://geoinfo.cnps.embrapa.br /layers/ geonode%3Abr_ph_h2o_15_30cm_pred). To remove the collinearity of the biotic, abiotic and anthropic index, a Principal Component Analysis (PCA) was performed, and the major contribution axes ($\geq 90\%$ of the proportion of variance) were used for the analyses (Table 1).

Table 1. Geographic, Local Abiotic, Biotic and Anthropic indexes.

Index		Variable	Description	Reference
Geographic		Latitude	-	-
		Longitude	-	-
		Altitude	Altitude	WordClim
Local	Abiotic	Bio 1	Annual Mean Temperature	WorldClim
		Bio 12	Annual Precipitation	
		pH		Soil Map

	Land Cover	Global ESA CCI
Biotic	Class 1	Evergreen/Deciduous Needleleaf Trees
	Class 2	Evergreen Broadleaf Tree
	Class 3	Deciduous Broadleaf Trees
	Class 4	Mixed/Other Trees
	Class 5	Shrubs
	Class 6	Herbaceous Vegetation
	Class 8	Regularly Flooded Vegetation
Anthropic	Class 11	Barren
	Class 7	Cultivated and Managed Vegetation
	Class 9	Urban/Built-up

*Class 10 was not used considering that it is based on data of snow and ice cover.

Relationship between environmental indexes and AMF assemblages

To address the questions on spatial distribution of AMF assemblages in the Atlantic Forest we constructed a data set with presence and absence (0-1) of the species in each location. The similarity matrices were based on Euclidean distance with the record data and two different groups of environmental indexes. For regional analysis only the land cover data was used as local biotic/anthropic index, then for the subgroup analysis we added all the local biotics/anthropic indexes (Table 1).

The number of clusters was selected using the “fviz_nbclust” function, “factoextra” package, through the “kmeans” algorithm (that group our data) and the “gap_stat” method (that shows the stable groups) with 1000 times resampling. Non-metric multidimensional scaling (NMDS) was used to calculate dissimilarities in the composition of AMF assemblages using the Jaccard distance. The “envfit” function with 999 permutations was used to determine which environmental index had a significant correlation with the AMF assemblages using the “vegan” package from the R environment.

The permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA) was applied, based on the Jaccard index to test the AMF community between the groups, using the “pairwise.adonis” function in the “pairwiseAdonis” package. p-Values were adjusted by the “Bonferroni” method using the “p.adjust” function in the R environment.

Analysis of assemblages

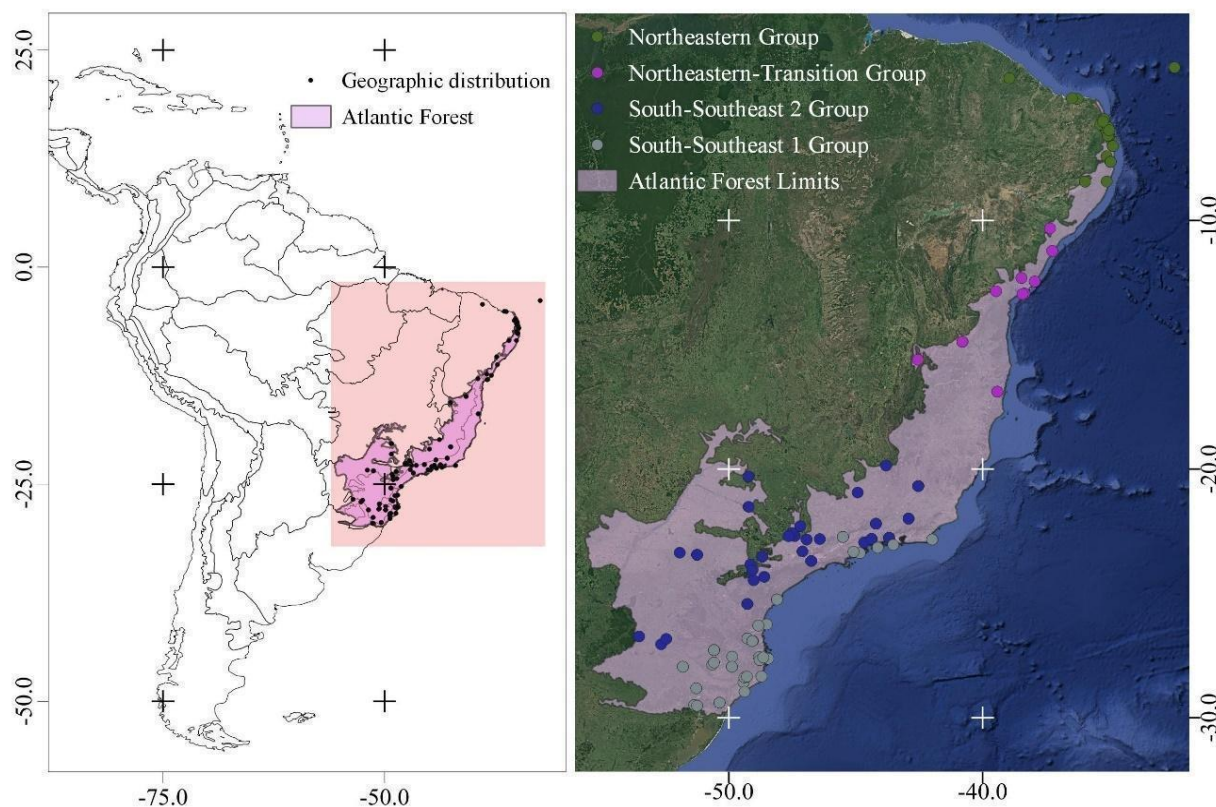
For the descriptive analysis of the AMF assemblage groups the richness and diversity were calculated using the Shannon-Wiener (H') and Simpson's (λ) indexes. The diversity and richness between the groups were compared using Two-way analysis of variance (ANOVA) and the Tukey test was used when detected significant differences. All analysis and figures were developed using the R statistics platform.

The Venn diagram was used to check the number of exclusive and shared species between regional groups, using the tool “Calculate and draw custom Venn diagrams” available at [http:// bioinformatics.psb.ugent.be/webtools/Venn/](http://bioinformatics.psb.ugent.be/webtools/Venn/).

Results

Based on our review 56 articles met our pre-established criteria from which a total of 181 sampling points were selected along the Atlantic Forest (Supplementary Material 2; Figure 1A). These were distributed in three Brazilian regions: Northeastern (states of Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco, Bahia and Sergipe), Southeastern (states of Minas Gerais, Rio de Janeiro and São Paulo), and South (states of Paraná, Santa Catarina and Rio Grande do Sul). However, the pattern indicated by the k-means cluster analysis regarding the distribution of AMF assemblages on a regional scale did not follow this political division and resulted in the formation of four main groups (see the *Cluster Analysis* item below). The data collected contains a wide range of environmental information which facilitated exploring the distribution patterns of AMF assemblages in the Atlantic Forest.

Figure 1. A) Map of the areas with AMF across the Atlantic Forest based on the articles. B) Distribution of the four AMF assemblages' groups across the Atlantic Forest as suggested by k-means analysis.



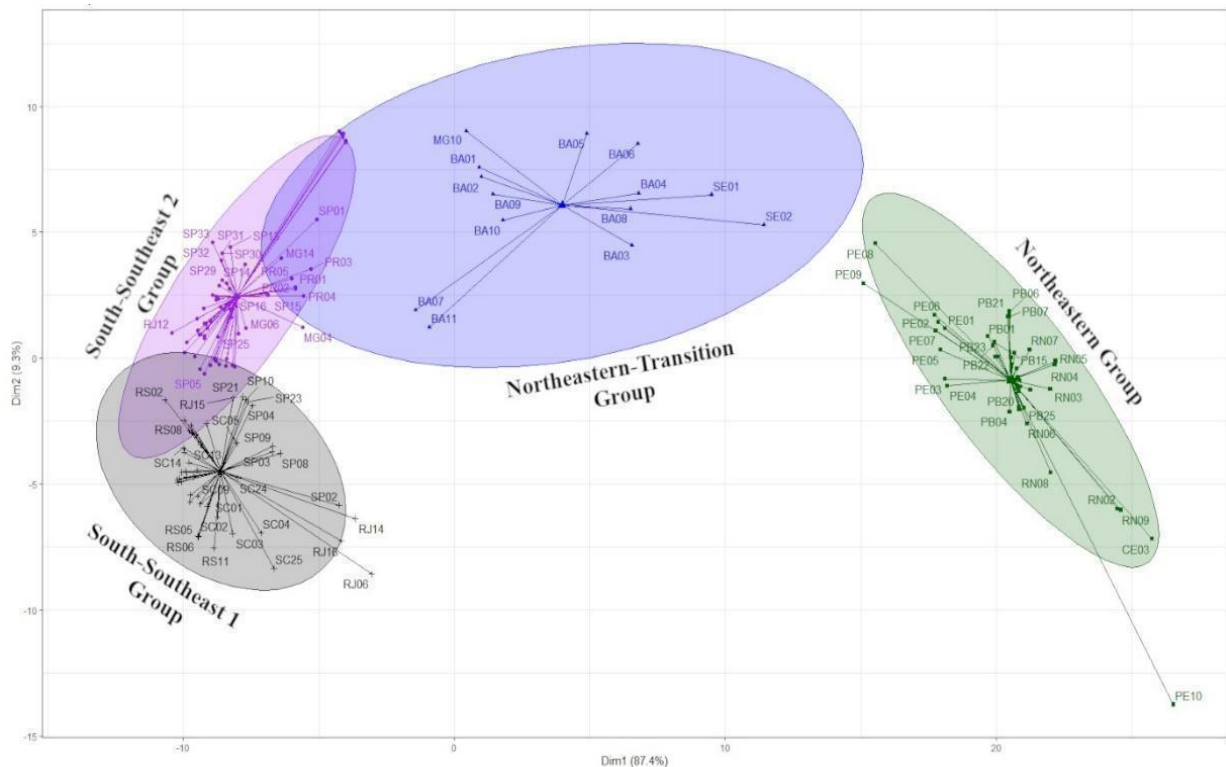
About AMF richness, most of the species were morphologically identified. A smaller number of articles were based upon molecular analyses or the combination of both. Overall, the AMF assemblages had high richness, with a record of 158 species distributed in three classes, 13 families and 34 genera of Glomeromycota (Supplementary Material 3). Glomeraceae and Acaulosporaceae were the most common families with 48 and 38 species, respectively. Fewer species were recorded for the other families: Dentiscutataceae - 13 species, Racocetraceae - 12, Diversisporaceae - eight, Ambisporaceae and Scutellosporaceae - seven, Entrophosporaceae, Gigasporaceae and Paraglomeraceae - six, Archeosporaceae and Intraornatosporaceae - three; Sacculosporaceae - only one.

Relationship between environmental indexes and AMF assemblages

Cluster Analysis

The patterns indicated by the k-means cluster analysis regarding the distribution of AMF assemblages on a regional scale resulted in the formation of four main groups distributed along the Atlantic Forest (Figure 1B and Figure 2): (1) “South-Southeast 1” → (2) “South-Southeast 2” → (3) “Northeastern-Transition” → (4) “Northeastern”. The axes of the k-means cluster represented 96.7% of the variation and showed that the groups reflected a spatial pattern where the AMF assemblages were grouped according to the Atlantic Forest range. In the groups South-Southeast 1 and South-Southeast 2 the AMF assemblages were closer to each other and apart from those in Northeastern-Transition and Northeastern (Figure 2). This arrangement was correlated with latitude, longitude, and temperature, indicating that the groups show spatial cohesion, considering that the PCA axes explained 94% of the data variation (Supplementary Material 4).

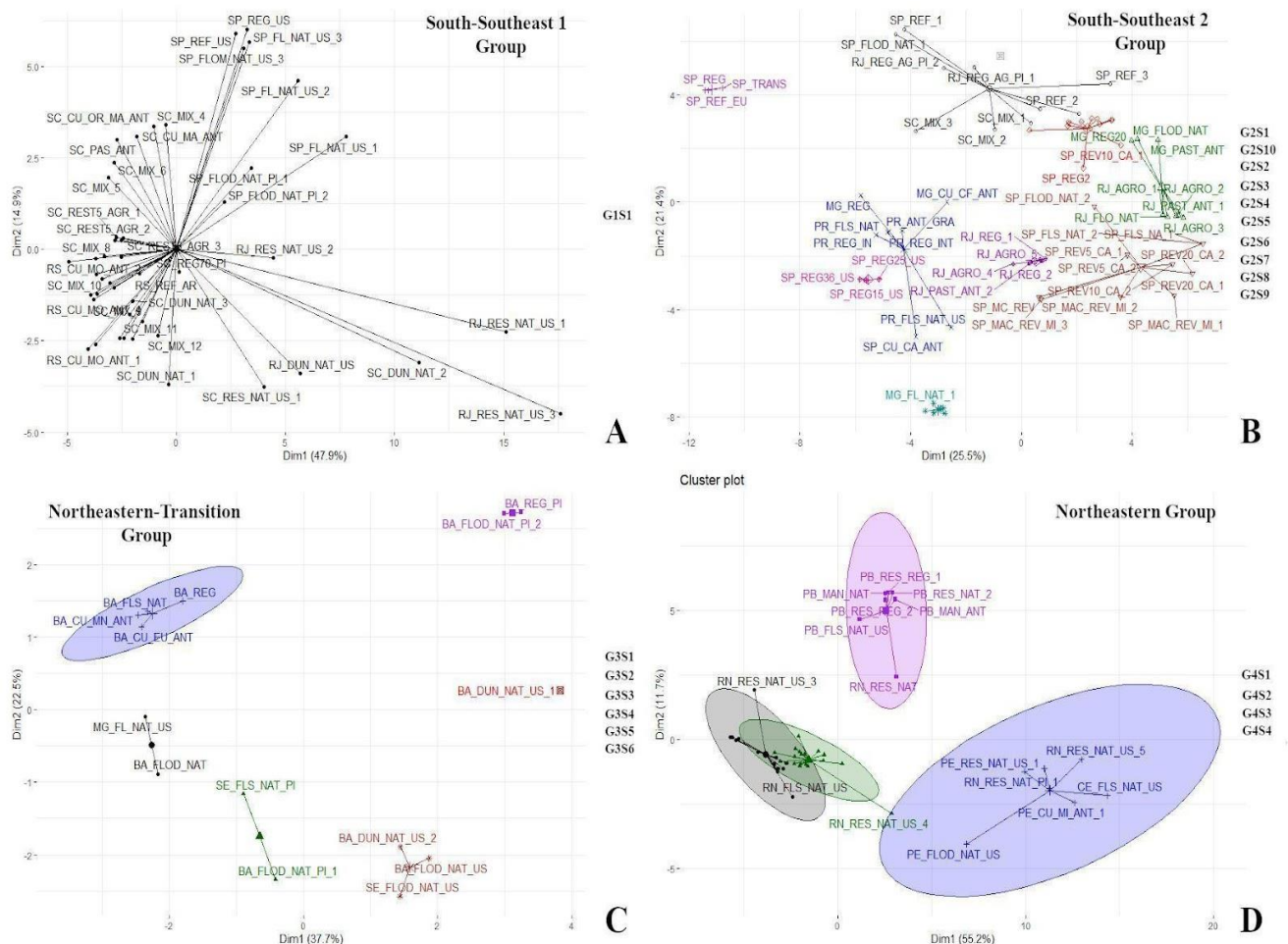
Figure 2. K-means clustering with four groups of AMF assemblages on a regional scale along the Atlantic Forest. Ellipses in the regional analysis indicate groups with p -value<0.05. The outlier PE10 in the Northeastern group is represented by the



Fernando de Noronha Archipelago, which belongs to the State of Pernambuco.

At a local scale, excepting the South-Southeast 1 group, which had only one subgroup, the k-means analysis showed the formation of different subgroups in the distribution of AMF assemblages throughout the Atlantic Forest: “South-Southeast 2” → 10 subgroups, “Northeastern-Transition” → six subgroups, and “Northeastern” → four subgroups (Figure 3). The PCA axes used for each local analysis were selected to explain $\geq 90\%$ of the data variation (Supplementary Material 5A-D).

Figure 3. K-means clustering of the local groups of AMF assemblages along the Atlantic Forest. Ellipses in the subgroups indicate groups with p -value < 0.05 . (A) South-Southeast 1; (B) South-Southeast 2; (C) Northeastern-Transition and (D) Northeastern.



NMDS, EnVit and PERMANOVA Analysis

The NMDS analysis showed that except for the Northeastern-Transition group the AMF assemblages from the different groups and scales have a similar ordination

(Figures 4 and 5). The EnvFit analysis shows that different scales have a distinct pool of environmental indexes. At a regional scale, the geographic and abiotic indexes were the most related to the AMF ordination, while at a local scale each group had a specific pool of environmental indexes (abiotic, biotic and anthropic) as drivers. Biotic and anthropic indexes contributed to ordination of most subgroups, while abiotic factors were more related to ordination composition of the Northeastern subgroups. However, this composition of the assemblages is not supported by PERMANOVA analysis ($F=5.2532$, $R^2=0.08176$, $p \leq 0.05$). The groups of AMF assemblages differed significantly among the Northeastern vs South-Southeast 1 (p -adjusted 0.006), Northeastern vs South-Southeast 2 (p -adjusted 0.006), South-Southeast 1 vs South-Southeast 2 (p -adjusted 0.006), and Northeastern - Transition vs. South-Southeast 2 (p -adjusted 0.030) (Table 2).

Figure 4. Non-metric multidimensional scaling of the composition of arbuscular mycorrhizal fungi communities in the Atlantic Forest (regional groups) based on a presence-absence matrix. Indexes with more correlation in each PCA axes: PC1 – Annual Mean Temperature and Altitude and PC3 – Land Cover and pH.

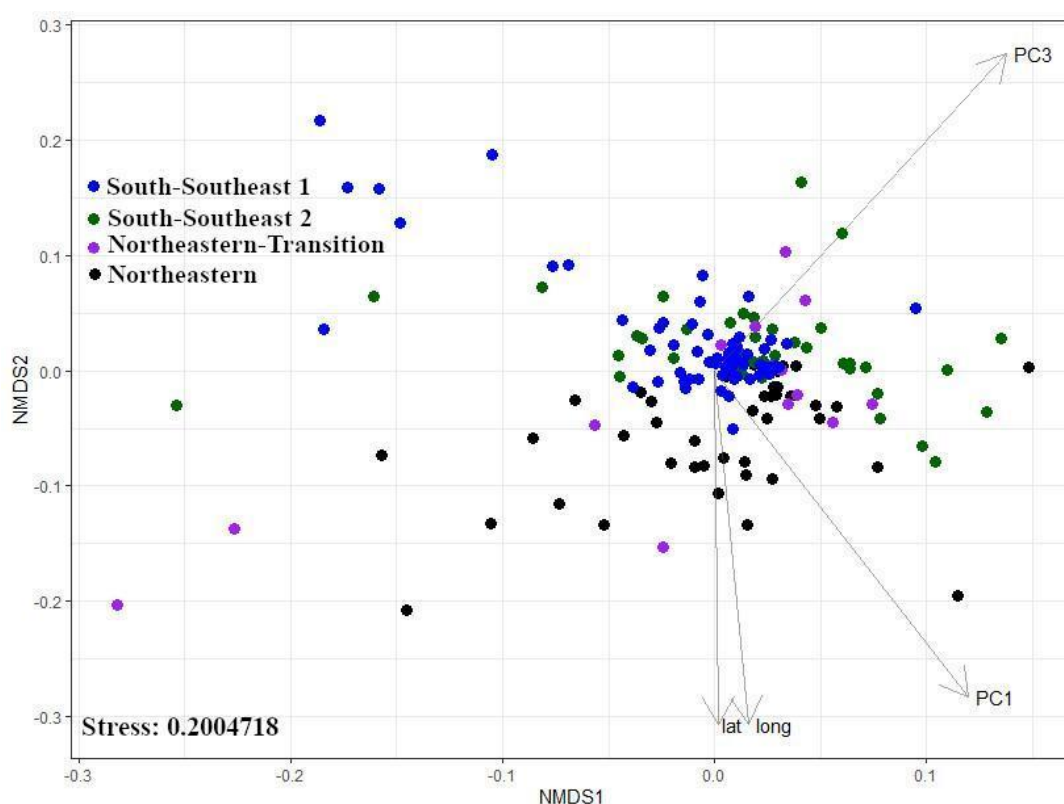


Figure 5. Non-metric multidimensional scaling (NMDS) of composition of arbuscular mycorrhizal fungi communities in Atlantic Forest (local subgroups) based on a presence-absence matrix. Indexes with more correlation in each PCA axis: (A) **South-Southeast 1 – PC8** - Regularly Flooded Vegetation, Shrubs, Mixed/Other Trees, Cultivated, Managed Vegetation, and **PC1** – Annual Mean Temperature and Elevation, Deciduous Broadleaf Trees, pH; (B) **South-Southeast 2 PC3** – Mixed/Other Trees, pH, Deciduous Broadleaf Trees, Evergreen Broadleaf Trees, and **PC4** – Mixed/Other Trees, Cultivated and Managed Vegetation, Urban/Built-up, Deciduous Broadleaf Trees; (C) **Northeastern-Transition PC1** – Mixed/Other Trees, Annual Precipitation, Elevation, Annual Mean Temperature and **PC3** – Evergreen Broadleaf Trees, Land Cover, Cultivated and Managed Vegetation, Herbaceous Vegetation; and (D) **Northeastern PC2** – Cultivated and Managed Vegetation, Annual Precipitation, pH, Shrubs.

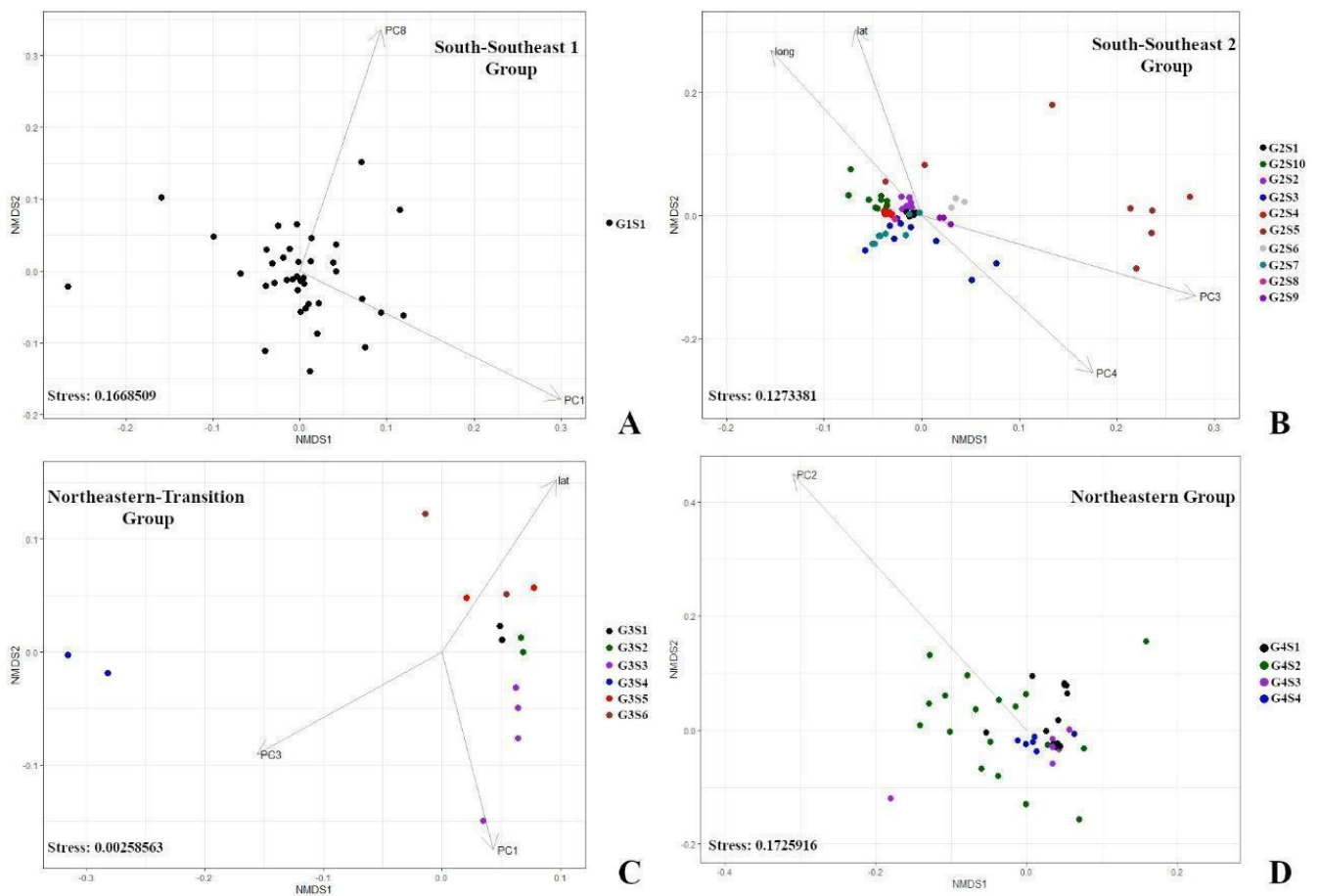


Table 2. Summary of one-way permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA) exploring how the region influences the composition of groups of AMF communities across the Atlantic Forest. *p*-value was adjusted by the Bonferroni index.

Groups	3	0.08176	5.2532	0.000
Residuals	177	0.91824		
Total	180	1		
Comparison between groups	F model	R	<i>p</i> value	<i>p</i> adjusted

South-Southeast 1 vs. South-Southeast 2	3.177	0.026	0.001	0.006
South-Southeast 1 vs. Northeastern - Transition	2.698	0.042	0.010	0.060
Northeastern vs. South-Southeast 1	7.175	0.071	0.001	0.006
Northeastern vs. South-Southeast 2	11.135	0.087	0.001	0.006
Northeastern vs. Northeastern - Transition	2.110	0.035	0.033	0.198
Northeastern - Transition vs. South-Southeast 2	3.377	0.038	0.005	0.030

Species richness, diversity, and species of the AMF groups

A total of 158 species are recorded for Atlantic Forest areas; 92 were observed in the Northeastern group, 82 in the Northeastern-Transition group, 99 in the South-Southeast 1 and 101 in the South-Southeast 2. All diversity indexes indicated a high diversity, even in the smaller group, with 14 collection points (Northeastern-Transition) that shows $H' = 4.203$, $\lambda = 0.981$ (Table 3). The results of ANOVA did not show differences in the richness and diversity of AMF species (Shannon index) between groups ($F = 2.179$, $p = 0.0922$ and $F = 2.306$, $p = 0.0784$, respectively), while the ANOVA of Simpson's diversity showed differences in the groups (Table 4). The Tukey Test showed a difference between the Northeastern and South-Southeast 1 groups (Table 5).

Table 3. Shannon and Simpson diversity indexes, richness, Brazilian states and regions, number of collecting points (CP) and total abundance (TA), from suggested groups of AMF assemblages in the Atlantic Forest.

Group	Shannon (H')	Simpson (λ)	Richness	States	Region	CP	TA
South-Southeast 1	4.20	0.98	99	SP, SC, RJ, RS, SP, PR,	South-Southeast	49	637
South-Southeast 2	4.08	0.97	101	RJ, MG, SC, CE, PE, PB,	South-Southeast	72	733
Northeastern	4.08	0.97	92	RN, BA, SE,	Northeastern	46	560
Northeastern-Transition	4.20	0.98	82	MG	Southeast-Northeastern	14	215

SP=São Paulo; SC=Santa Catarina; RJ=Rio de Janeiro; RS=Rio Grande do Sul; PR=Paraná; MG=Minas Gerais; CE=Ceará; PE=Pernambuco; PB=Paraíba; RN=Rio Grande do Norte; BA=Bahia; SE=Sergipe.

Table 4. Two-way analysis of variance (ANOVA) of Shannon and Simpson diversity indexes and richness of the AFM assemblages across the Atlantic Forest suggested by k-means analysis.

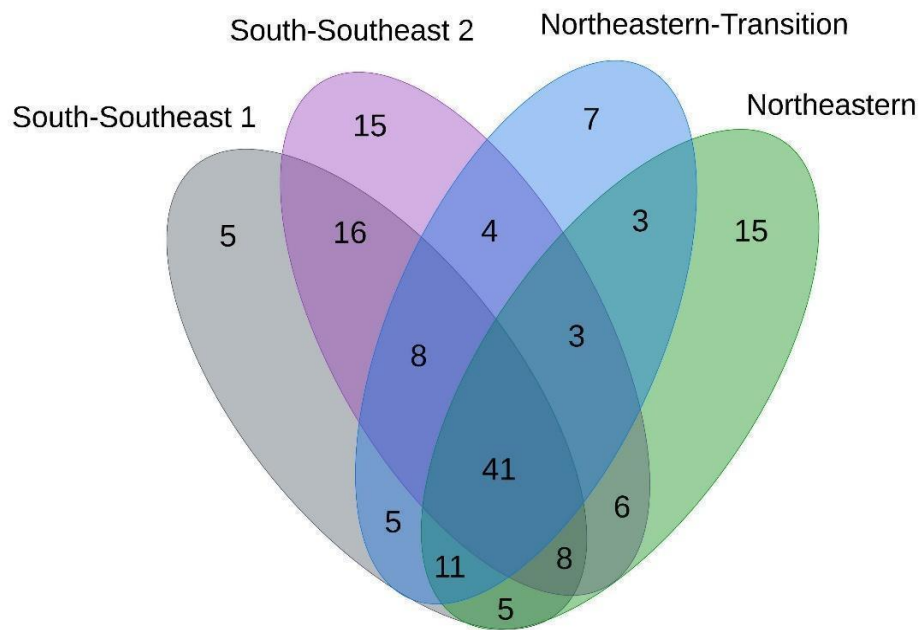
Shannon's Diversity (H')		df	Sum Sq	Mean Sq	F-value	p-value
Groups		3	4.72	1.5717	2.306	0.0784
Residuals		177	120.64	0.6816		
Simpson's Diversity (λ)		df	Sum Sq	Mean Sq	F-value	p-value
Groups		3	0.383	0.12754	2.768	0.0432
Residuals		177	8.154	0.04607		
Richness		df	Sum Sq	Mean Sq	F-value	p-value
Groups		3	442	147.50	2.179	0.0922
Residuals		177	11980	67.69		

Table 5. Tukey multiple comparisons of means at 95% family-wise confidence level of Simpson diversity of the groups of AMF assemblages across the Atlantic Forest.

Comparison between groups	lwr	upr	p-value	p-adjusted
	-	-		
South-Southeast 1 vs. South-Southeast 2	0.075	0.178	0.028	0.236
South-Southeast 1 vs. Northeastern - Transition	-	-		
	0.069	0.237	0.099	0.712
Northeastern vs. South-Southeast 1	0.125	0.011	0.239	0.024
		-		
Northeastern vs. Northeastern - Transition	0.056	0.113	0.2263	0.824
		-		
Northeastern vs. South-Southeast 2	0.050	0.054	0.155	0.597
Northeastern - Transition vs. South-Southeast 2	-	-		
	0.005	0.168	0.156	0.999

The number of exclusive AMF varied in each group: 15 species were associated to the Northeastern group, 15 to South-Southeast 1, seven to the Northeastern-Transition, and five to the South-Southeast 2 group. A total of 41 species were common to all groups at a regional scale. For the shared species, most of them (16) were common between South-Southeast 1 and South-Southeast 2 (Figure 6).

Figure 6. Venn diagram of exclusive and shared species of AMF across the Atlantic Forest.



Discussion

Distribution patterns of AMF assemblages at regional scale

The results of this study show the importance of scale when analysing the modulator processes of AMF assemblages. In the Atlantic Forest, the distribution of AMF takes place through multiple drivers related to the individual species' capacity to occupy different environmental niches across time and space. For our first hypothesis we supposed that, at a regional scale, the effects of environmental variables would prevail over the spatial variables on the distribution of AMF assemblages. Considering that environmental heterogeneity may influence the distribution patterns of AMF at the landscape scale (Van der Gast et al., 2011) and that abiotic factors were as important as spatial variables in AMF distribution at a global scale (Kivlin et al., 2011), we expected that the AMF would follow the local environmental variability. In these cases, and because they are cosmopolitan and have a less limited dispersion in tropical forests (Chaudhary et al., 2018) we expected that the AMF would present a less structured spatial distribution throughout the Atlantic Forest.

Surprisingly, our results demonstrate that the drivers of AMF assemblages are related to the spatial component, which contributed significantly to the grouping and

ordination of these assemblages at a regional scale ($>1.000.000 \text{ km}^2$). These features were represented by four distinct groups, showing a high degree of cohesion with the geographic descriptors throughout the Atlantic Forest. Our results agree with other studies showing that latitude displays an important role in determining the distribution patterns of AMF at larger scales ($>1.000.000 \text{ km}^2$) (Kivlin et al., 2011; Pärtel et al., 2017; Tedersoo et al., 2014; Vasar et al., 2022b). This means that climate variables (e.g., temperature) influenced by latitude are important drivers of AMF, contributing to different species pools (Davison et al., 2021; Kivlin et al., 2011; Pärtel et al., 2017; Tedersoo et al., 2014). Although we did not observe a direct relation between the temperature and AMF diversity, global climatic changes may affect the AMF assemblage's composition since temperature is an important regulator of microorganism's physiology and delimitation of AMF niches (Davison et al., 2021).

The diversification of AMF assemblages between the Northeastern and the South-Southeast 1 and the Northeast and South-Southeast 2 may be related to the evolutionary history of these environments, as demonstrated by the higher number of AMF species shared between the South-Southeast groups and by the difference in the composition and divers (Simpson) between the Northeastern and the South-Southeast 1.

The distribution of AMF assemblages throughout the Atlantic Forest is consistent with that of other organisms (e.g., plants, mammals and amphibians). This may be related to the historical and evolutionary processes that gave rise to biodiversity in this forest more than purely spatial distance (Antonelli et al., 2018). Quaternary changes driven by climate may have contributed to large-scale dispersal and speciation over time, resulting in similarities between the biota of the eastern Amazon region and the northern part of the Atlantic Forest and, consequently, differences between the Atlantic Forest of the Northeast and South (Antonelli et al., 2018; Cheng et al., 2013). De Lima et al. (2018) observed that poroid fungal assemblages in the North Atlantic Forest (Northeastern region) are more like those in the Amazon than in the South, and this difference between fungal assemblages throughout the Atlantic Forest is also supported by the AMF. These changes gave rise to an uneven distribution of the Neotropical biota (Antonelli et al., 2018; Cheng et al., 2013) and the formation of biodiversity hotspots, including AMF (Stürmer & Kemmelmeier, 2021).

Differences between AMF assemblages were less obvious for the transitional group (Northeastern-Transition) which includes areas of the Southeast (Minas Gerais) and Northeastern (Bahia and Sergipe) regions of Brazil. The Atlantic Forest of the states of Minas Gerais and Bahia displays ecotone areas and enclaves of Cerrado and Caatinga (Marques et al., 2021). A connection between these areas, known as the “Central Corridor of Bahia”, is supported by modelling studies, and species that live in this meridional portion of Atlantic Forest are closely related (Peres et al., 2020). In this study, the sharing of species in this large forest refuge may explain why the Northeastern-Transition group is spatially more related to the South-Southeast 1 and 2 groups, despite including locations in the Northeastern region.

AMF richness in the Atlantic Forest comprises nearly half of the Glomeromycota species (44,88%) described globally, confirming that tropical areas are refuges for AMF with a richness that is still underestimated (Pärtel et al., 2017). In addition to the number of species, the high dispersion capacity (Paz et al., 2021) and cosmopolitan distribution (Stürmer et al., 2018) of these fungi support the idea that even over large distances, like those considered in our study ($>1.000.000 \text{ km}^2$), the AMF assemblages overlap significantly with 41 species shared by the four groups in the Atlantic Forest. This relation was also observed for the Archipelago of Fernando de Noronha where, despite being located 370 km from the coast, its AMF assemblages grouped with others from the continent at the local scale. Da Silva et al. (2017) observed that on the Brazilian coast the distance is not a limiting factor for the distribution of AMF, with the continent and the maritime islands presenting similar AMF richness and diversity. Thus, it is possible that ancestral and current AMF species with a broad distribution along the Atlantic Forest were shared via continent-island dispersion events throughout the time, highlighting the importance of historical dispersion in the distribution of AMF at larger scales (Pärtel et al., 2017).

The occurrence of AMF largely depends on dispersal and colonization mechanisms at larger scales and, therefore, the organization of AMF assemblages at a local scale is determined by regional distribution patterns (Pärtel et al., 2017; Vályi et al., 2016).

Despite the environmental changes being less detectable in larger scales, soil pH and annual mean temperature are spatially structured. In the current study they are important environmental attributes for the ordination and distribution of the AMF throughout the Atlantic Forest. This relation had already been observed by Davison et

al. (2021) and by Vasar et al. (2022b) for the distribution patterns of AMF, modulating the composition of the edaphic biota at a biogeographic scale (Vasar et al., 2022a).

In addition to abiotic attributes, our results show that land cover structures the AMF assemblages at regional scales in the Atlantic Forest. Apparently, the hosts play a role in the modelling of AMF assemblages that has not been considered as an important predictor in global scales (Tedersoo et al., 2014). It is possible that the host plants have a more significant effect on the distribution of AMF at smaller scales, such as regional (Pärtel et al., 2017) and local (Kajihara et al., 2022) whilst affecting indirectly the distribution at larger scales (Yang et al., 2012). Despite the generalist characteristics, the AMF present a certain host specificity that can influence the distribution of these symbiotic fungi (Yang et al., 2012).

The distribution of Glomeromycota in this study follows the same biogeographic pattern of plant distribution throughout the Atlantic Forest, where the latitude, longitude, temperature and soil properties (e.g., acidity) are important drivers of plants assemblages (Cantidio & Souza, 2019; Marcilio-Silva et al., 2017).

Davison et al. (2015) observed that the species pool of AMF might be partially explained by the paleogeographic history and phylogeny of host plants. Thus, the evolutive changes that resulted in current differences of plants between the North and South portion of the Atlantic Forest (Cantidio & Souza, 2019; Marcilio-Silva et al., 2017) may also have contributed to the observed distribution of AMF. In the Atlantic Forest, structure characteristics of a physiognomy might be regionally different suggesting that despite the potential effect of dispersal at a regional scale throughout time, the assemblages of AMF might be locally limited by the edaphic properties and by the hosts, corroborating the deterministic theory (Yang et al., 2012).

Some AMF taxa seem to be less selective to environmental variables in the Atlantic Forest, being present in all regional groups, independent of spatial distance. For example, the Acaulosporaceae presents the highest number of described AMF species, forming a group that is ecologically and morphologically diverse (Da Silva et al., 2022). They can tolerate abiotic stresses, such as soil acidity, altitude variation and temperature (Chagnon et al., 2013). Due to this ability, species of Acaulosporaceae are more common in tropical and anthropized environments (Stürmer & Kemmelmeier, 2021).

The generalist condition and phenotypic plasticity of *Acaulospora* has raised doubts about the legitimacy of some of its species (Da Silva et al., 2022), considering

that, despite the phylogenetic support, the relations inside the genera are complex, mostly due to the divergence between morphologic and molecular data (Da Silva et al., 2022). *Acaulospora scrobiculata*, the most abundant species in our study, was found in all Brazilian biomes (Maia et al., 2020), is well represented in neotropical regions (Stürmer & Kemmelmeier, 2021) and apparently is the only AMF species detected in all continents (Stürmer et al. 2018). However, the cosmopolitan character attributed to *A. scrobiculata* may be overestimated as it might actually be a complex of cryptic species not distinguishable uniquely by its morphology (Da Silva et al., 2022).

Although broadly applied, the identification system based exclusively on glomerospores morphology has some limitations. These structures might suffer modifications due to stage of development and environmental conditions and, in samples taken directly from the field they might be degraded and/or without all the structures, making it unfeasible to identify the species precisely. Moreover, even when morphological characteristics are unique, these differences are not always perceptible and many times, the positioning of species in Glomeromycota is only possible using phylogenetic analysis (Oehl et al., 2011). Thus, to describe the diversity of AMF in the Atlantic Forest the researchers must face great difficulties that include the size of the area investigated, and the limitations related to the taxonomic identification of the species, probably also responsible for the underestimated richness of the group.

Taxa of Glomeraceae are characterized as ruderal. They have a high sporulation rate (Chagnon et al., 2013; Van der Heyde et al., 2017), can occupy different niches (Davison et al., 2021) and are reported as abundant in tropical forests (Stürmer & Kemmelmeier, 2021). All these characteristics provide Acaulosporaceae and Glomeraceae species with a higher capacity of adaptation to heterogeneous environments since they can occupy different (soil and roots) niches (Pereira et al., 2020) and this facilitates their wide distribution throughout the Atlantic Forest. However, not all species belonging to these families are capable of co-occurring in larger scales (Pärtel et al., 2017) and, in general, only a few species are able to resist and occupy places in all extensions of the Atlantic Forest (Rodrigues et al., 2021; Stürmer et al., 2006), as is the case for *Acaulospora mellea*, *Claroideoglossus etunicatum* and *Glomus macrocarpum*.

Distribution of FMA assemblages at local scale

In general, despite being significant at the regional scale, the spatial descriptors (latitude and longitude) explained a smaller fraction of the distribution of AMF

assemblages at the local scale. Our results suggest that the heterogeneity of Atlantic Forest is an important structurer of AMF assemblages and that smaller scales (local) are more sensitive in detecting environmental filters and deterministic processes where biotic and abiotic factors are important drivers, confirming our second hypothesis. This was evidenced in the subgroups, where the vegetational classes (e.g. herbaceous vegetation) had great influence on the distribution of AMF assemblages, confirming that different vegetational typologies determine the distribution and composition of AMF throughout the Atlantic Forest (Pereira et al., 2020).

These results agree with Pereira et al. (2018) who have shown that different forest formations had a significant role in determining the distribution of AMF in the Atlantic Forest. In our study, despite there being no major differences in AMF richness among the groups, we believe that habitat complexity, including host variability (resource offer), influences the AMF distribution on a local scale, as was also observed by Chaudhary et al. (2018) in a tropical forest in Venezuela.

The plant influences the coexistence of its symbiont and, therefore, the way in which the AMF are distributed may be more limited by the availability of the resource (host). The diversity and availability of the host (Chaudhary et al., 2014; Yang et al., 2012) and its characteristics (e.g., plant cycle, physiology and habit) assigned in our study as cover classes, may modulate the interaction with its fungal symbiont and drive the development of the AMF and the feedback of the association, generating a trade-off at the local scale in the Atlantic Forest (Zangaro et al., 2013).

In general, the strict relationship between the forest environments and/or the host may limit the distribution of species, promoting higher specificity at a local scale (Kajihara et al., 2022; Kivlin et al., 2011) and contributing to a higher number of exclusive species as detected in the Northeastern group.

In the South-Southeast 1, the abiotic attributes (altitude, temperature and pH) were more significant for the distribution of AMF assemblages than the biotic component, despite their importance for the other groups. The Southeast and Southern regions of Brazil are limited by a sharp altimetric contrast that includes the Serra da Mantiqueira, Serra do Mar and Serra Geral. Altitude may limit the occurrence of AMF in the Atlantic Forest and is responsible for influencing the temperature leading to a stratification of abiotic gradients, that sometimes can be more significant than the biotic component (Bonfim et al., 2016), corroborating our results for the South-Southeast 1 group. Although the AMF are also present in temperate and/or subtropical

environments, ectomycorrhizal fungi and their plant hosts predominate in colder environments, making the symbiotic relationship more specialized than in more tropical environments (Barceló et al., 2019). Thus, the selection of the fungal symbiont by the host to deal with environmental variability (temperature, rainfall and altitude) represents an additional restriction via competition between mycorrhizal fungi (Barceló et al., 2019), influencing the formation of AMF assemblages in the South portion of the Atlantic Forest. These conditions impose strong biotic and abiotic filters that may limit the occurrence of AMF species of the regional pool, resulting in the formation of only one group in the South-Southeast 1.

The distribution of AMF at local scale for the four (South-Southeast 1 and 2, Northeastern-Transition and Northeastern) groups was influenced, in addition to biotic and abiotic components, by anthropic disturbance, agreeing with our third hypothesis. The current configuration of the Atlantic Forest is a consequence of the historical population growth in the forest environment. Pereira et al. (2022) observed that, although forest conversion in the Atlantic Forest results in a change in the composition of AMF assemblages.

As well as on the regional scale, Acaulosporaceae and Glomeraceae prevailed on the local scale.

The prevalence of generalist taxa, such as those mentioned above, may interfere with the interaction networks between species and make the AMF-plant relationship less specialized (Kajihara et al., 2022) with direct and indirect influences on the biota (Yang et al., 2012) tending to a greater risk of extinction and biotic homogenization (Lingner et al., 2020; Pereira et al., 2018). In Brazil, in addition to a greater AMF richness, natural areas have a greater record of exclusive species, when compared to anthropized areas (Maia et al., 2020). Exclusive species usually need specific habitats and have a restricted area of occurrence, limiting their distribution. Which suggests that exclusive species are more susceptible to disturbances in the Atlantic Forest. Thus, the loss of taxa with restricted distribution areas may result in lower functional diversity (Yang et al., 2017), compromising the sustainability of terrestrial ecosystems. In this context, it is impossible to elaborate efficient conservation strategies without considering the AMF and the anthropic disturbance as a structure of the communities of these fungi in the Atlantic Forest.

Conclusions

The distribution of AMF along the Atlantic Forest is not defined by stochastic processes, indicating that space and time play fundamental roles on the AMF assemblages, reflecting distinct processes at regional and local scales. Historical and geospatial components further limit the distribution and composition of AMF assemblies at a regional scale, with greater influence of environmental attributes at local scales.

Our results suggest that the composition and distribution of current AMF assemblies at a regional scale reflect the indirect effects of major evolutionary events, such as paleographic and climatic changes and processes of forest expansion and retraction, events that connected ancient populations and that changed over time. On the other hand, at local scales the dispersal limitation (stochastic) and the niche processes (deterministic) were important drivers of these groups of fungi.

Habitat heterogeneity, including a variety of hosts and other attributes, such as soil pH, altitude and temperature, are extremely important for explaining the large number of AMF species in the Atlantic Forest, a biodiversity hotspot. The possible presence of cryptic species indicates that the richness patterns and formation of AMF assemblies in this biome are more complex than we initially thought, presenting a yet unknown richness. Studies based on morphology, which constitutes most articles on AMF in the Atlantic Forest, may have some limitations as they do not consider non-sporulating species, but they can help understand the formation of AMF assemblages.

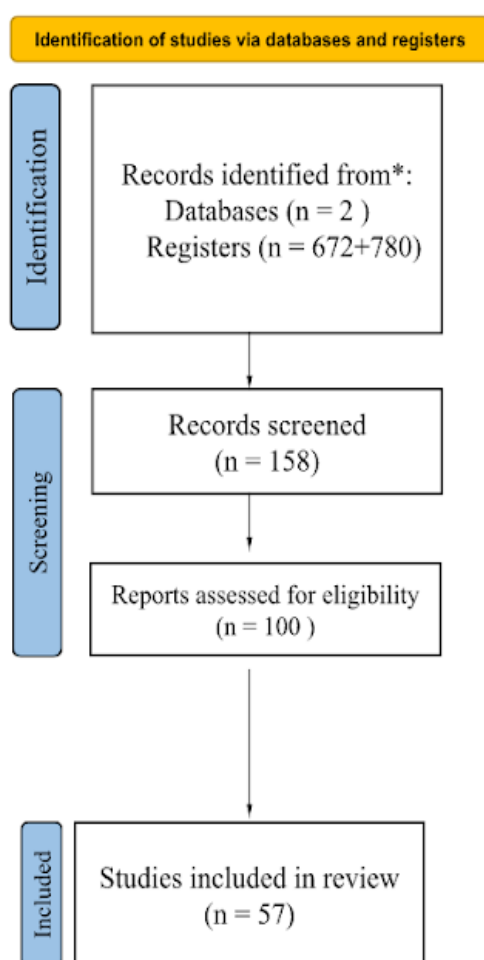
The obligatory symbiont character of AMF highlights the importance of hosts in the distribution and structuring of these fungi, being the only attribute that appeared as structuring of the assemblages in all regional groups identified in the Atlantic Forest at different scales. Host characteristics (e.g., broadleaf evergreen trees) should be seen as a selection mechanism for AMF species, where natural habitats are essential for host survival and the plant-AMF relationship.

From the long history of anthropic disturbance, it is not possible to rule out a human contribution on the processes of formation of AMF assemblages on a local scale in the Atlantic Forest. The transformation or adaptation of the environment to meet the needs of humans can influence the distribution of AMF and reduce potential ecosystem services. Despite the significant effect, larger scales can mask local effects of human disturbances. In this way, the use of different scales can detect areas that are susceptible to anthropic disturbance.

The lack of more detailed information on the distribution of AMF taxa can be considered a bias for studies in the Atlantic Forest. Despite the large number of articles, the information is not evenly distributed throughout the regions of Brazil, with a predominance of studies in the South and Southeast. It is necessary to direct efforts and increase the knowledge of the AMF to the lesser-known regions in future research.

Supplementary Material

Figure S1. PRISMA 2020 flow diagram used to identify, screening and include articles for our bibliometric review.



*Consider, if feasible to do so, reporting the number of records identified from each database or register searched (rather than the total number across all databases/registers).

Supplementary Material 2. List of references with records of AMF in Atlantic Forest.

1. Aidar, M. P., Carrenho, R., & Joly, C. A. (2004). Aspects of arbuscular mycorrhizal fungi in an Atlantic Forest chronosequence Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira (PETAR), SP. *Biota Neotropica*, 4, 1-15. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032004000200005>.

2. Azevedo, L. C. B. D., Stürmer, S. L., & Lambais, M. R. (2014). Early changes in arbuscular mycorrhiza development in sugarcane under two harvest management systems. *Brazilian Journal of Microbiology*, 45, 995-1005. <https://doi.org/10.1590/S1517-83822014000300032>.
3. Błaszowski, J., Chwat, G., & Góralska, A. (2015). *Acaulospora ignota* and *Claroideoglossum hanlinii*, two new species of arbuscular mycorrhizal fungi (Glomeromycota) from Brazil and Cuba. *Mycological progress*, 14(4), 1-11. <https://doi.org/10.1007/s11557-015-1042-2>.
4. Błaszowski, J., Jobim, K., Niezgoda, P., Meller, E., Malinowski, R., Milczarski, P., ... & Goto, B. T. (2021). New Glomeromycotan Taxa, *Dominikia glomerocarpica* sp. nov. and *Epigeocarpum crypticum* gen. nov. et sp. nov. From Brazil, and *Silvaspora* gen. nov. From New Caledonia. *Frontiers in microbiology*, 704. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.655910>.
5. Błaszowski, J., Niezgoda, P., de Paiva, J. N., da Silva, K. J. G., Theodoro, R. C., Jobim, K., ... & Goto, B. T. (2019). *Sieverdingia* gen. nov., *S. tortuosa* comb. nov., and *Diversispora peloponnesiaca* sp. nov. in the Diversisporaceae (Glomeromycota). *Mycological Progress*, 18(11), 1363-1382. <https://doi.org/10.1007/s11557-019-01534-x>.
6. Błaszowski, J., Niezgoda, P., Piątek, M., Magurno, F., Malicka, M., Zubek, S., ... & Goto, B. T. (2019). *Rhizoglossum dalpeae*, *R. maiae*, and *R. silesianum*, new species. *Mycologia*, 111(6), 965-980. <https://doi.org/10.1080/00275514.2019.1654637>.
7. Bonfim, J. A., Vasconcellos, R. L. F., Stürmer, S. L., & Cardoso, E. J. B. N. (2013). Arbuscular mycorrhizal fungi in the Brazilian Atlantic forest: A gradient of environmental restoration. *Applied Soil Ecology*, 71, 7-14. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2013.04.005>.
8. Bonfim, J. A., Vasconcellos, R. L. F., Gumiere, T., de Lourdes Colombo Mescolotti, D., Oehl, F., & Nogueira Cardoso, E. J. B. (2016). Diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in a Brazilian Atlantic forest toposequence. *Microbial Ecology*, 71(1), 164-177. doi:10.1007/s00248-015-0661-0.
9. Carrenho, R., Silva, E. S., Trufem, S. F. B., & Bononi, V. L. R. (2001). Successive cultivation of maize and agricultural practices on root colonization, number of spores and species of arbuscular mycorrhizal fungi. *Brazilian Journal of Microbiology*, 32, 262-270. <https://doi.org/10.1590/S1517-83822001000400002>.
10. Carrenho, R., Trufem, S. F., & Bononi, V. L. (2001). Fungos micorrízicos arbusculares em rizosferas de três espécies de fitobiontes instaladas em área de mata ciliar revegetada. *Acta Botanica Brasilica*, 15, 115-124. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062001000100011>.
11. Ceola, G., Goss-Souza, D., Alves, J., Alves da Silva, A., Stürmer, S. L., Baretta, D., ... & Klauber-Filho, O. (2021). Biogeographic Patterns of Arbuscular Mycorrhizal Fungal Communities Along a Land-Use Intensification Gradient in the Subtropical Atlantic Forest Biome. *Microbial ecology*, 82(4), 942-960. <https://doi.org/10.1007/s00248-021-01721-y>.
12. Chiomento, J. L. T., Stürmer, S. L., Carrenho, R., da Costa, R. C., Scheffer-Basso, S. M., Antunes, L. E. C., ... & Calvete, E. O. (2019). Composition of arbuscular mycorrhizal fungi communities signals generalist species in soils cultivated with strawberry. *Scientia Horticulturae*, 253, 286-294. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2019.04.029>.
13. Giacomini, L. A., Siqueira Junior, C. A. D., Ré, G. P., & Santos, A. C. A. D. (2021). The influence of forest litter on the endomycorrhizal fungi community in a natural regeneration area in São Paulo State, Brazil. *Hoehnea*, 48. <https://doi.org/10.1590/2236-8906-91/2020>.
14. da Silva, D. K. A., Pereira, C. M. R., de Souza, R. G., da Silva, G. A., Oehl, F., & Maia, L. C. (2012). Diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in restinga and dunes areas in Brazilian Northeast. *Biodiversity and Conservation*, 21(9), 2361-2373. <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0329-8>.

15. da Silva, D. K. A., Coutinho, F. P., Escobar, I. E. C., de Souza, R. G., Oehl, F., Silva, G. A., ... & Maia, L. C. (2015a). The community of arbuscular mycorrhizal fungi in natural and revegetated coastal areas (Atlantic Forest) in northeastern Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 24(9), 2213-2226. <https://doi.org/10.1007/s10531-015-0968-7>.
16. da Silva, D. K. A., de Souza, R. G., de Alencar Velez, B. A., da Silva, G. A., Oehl, F., & Maia, L. C. (2015b). Communities of arbuscular mycorrhizal fungi on a vegetation gradient in tropical coastal dunes. *Applied Soil Ecology*, 96, 7-17. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2015.06.009>.
17. da Silva, F. S. P., Ignácio, I. G., Júnior, O. J. S., & Patreze, C. M. (2019). Arbuscular mycorrhizal fungal diversity in tropical sand dune and restinga at Peró Beach in Rio de Janeiro state, Brazil. *Fungal Ecology*, 40, 150-158. <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2018.12.003>.
18. da Silva, I. R., da Silva, D. K. A., de Souza, F. A., Oehl, F., & Maia, L. C. (2017). Changes in arbuscular mycorrhizal fungal communities along a river delta island in northeastern Brazil. *Acta Oecologica*, 79, 8-17. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2016.12.011>.
19. da Silva, I. R., de Souza, F. A., da Silva, D. K. A., Oehl, F., & Maia, L. C. (2017). Patterns of arbuscular mycorrhizal fungal distribution on mainland and island sandy coastal plain ecosystems in Brazil. *Microbial ecology*, 74(3), 654-669. <https://doi.org/10.1007/s00248-017-0979-x>.
20. de Assis, D. M. A., Oehl, F., Goncalves, C. M., da Silva, D. K. A., & da Silva, G. A. (2016). Community structure of arbuscular mycorrhizal fungi in fluvial and maritime dunes of Brazilian Northeast. *Applied Soil Ecology*, 108, 136-146. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2016.07.018>.
21. de Mello, C. M. A., da Silva, G. A., Oehl, F., da Silva, I. R., do Monte Junior, I. P., da Silva, D. K. A., & Maia, L. C. (2018). Communities of arbuscular mycorrhizal fungi in maize (*Zea mays* L.) crops along an edaphoclimatic gradient in Northeast Brazil. *Botany*, 96(11), 767-778. <https://doi.org/10.1139/cjb-2018-0084>.
22. de Oliveira Prado, I. G., da Silva, M. D. C. S., de Oliveira Prado, D. G., Kemmelmeier, K., Pedrosa, B. G., da Silva, C. C., & Kasuya, M. C. M. (2019). Revegetation process increases the diversity of total and arbuscular mycorrhizal fungi in areas affected by the Fundão dam failure in Mariana, Brazil. *applied soil ecology*, 141, 84-95. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.05.008>.
23. de Paula Gomes, S., & Trufem, S. F. B. (1998). Fungos micorrízicos arbusculares (Glomales, Zygomycota) na Ilha Dos Eucaliptos, Represa do Guarapiranga, São Paulo, SP. *Acta Botânica Brasílica*, 12(3), 393-401.
24. de Souza, R. G., Da Silva, D. K. A., De Mello, C. M. A., Goto, B. T., Da Silva, F. S. B., Sampaio, E. V. S. B., & Maia, L. C. (2013). Arbuscular mycorrhizal fungi in revegetated mined dunes. *Land Degradation & Development*, 24(2), 147-155. <https://doi.org/10.1002/ldr.1113>.
25. Fernandes, A. B., & Siqueira, J. O. (1989). Micorrizas vesicular-arbusculares em cafeeiros da região sul do Estado de Minas Gerais. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 24(12), 1489-1498.
26. Goto, B. T., Jardim, J. G., Silva, G. A. D., Furrázola, E., Torres-Arias, Y., & Oehl, F. (2012). *Glomus trufemii* (Glomeromycetes), a new sporocarpic species from Brazilian sand dunes. *Mycotaxon*, 120(1), 1-9. <https://doi.org/10.5248/120.1>.
27. Goto, B. T., da Silva, G. A., Maia, L. C., & Oehl, F. (2010). *Dentiscutata colliculosa*, a new species in the Glomeromycetes from Northeastern Brazil with colliculate spore ornamentation. *Nova Hedwigia*, 90(3/4), 383-393. <https://doi.org/10.1127/0029-5035/2010/0090-0383>.
28. Goto, B. T., Silva, G. A., Assis, D., Silva, D. K., Souza, R. G., Ferreira, A. C., ... & Oehl, F. (2012). Intraornatosporaceae (Gigasporales), a new family with two new genera and two new species. *Mycotaxon*, 119(1), 117-132. <https://doi.org/10.5248/119.117>.

29. Jobim, K., & Goto, B. T. (2016). Diversity of arbuscular mycorrhizal fungi (Glomeromycota) in maritime sand dunes of Brazilian northeast. *Studies in Fungi*, 1(1), 43-55. <https://doi.org/10.5943/sif/1/1/4>.
30. Kemmelmeier, K., Dos Santos, D. A., Grittz, G. S., & Stürmer, S. L. (2022). Composition and seasonal variation of the arbuscular mycorrhizal fungi spore community in litter, root mat, and soil from a subtropical rain forest. *Mycorrhiza*, 1-15. <https://doi.org/10.1007/s00572-022-01084-3>
31. Laurindo, L. K., de Souza, T. A. F., da Silva, L. J. R., Casal, T. B., de Jesus Conceição Pires, K., Kormann, S., ... & Siminski, A. (2021). Arbuscular mycorrhizal fungal community assembly in agroforestry systems from the Southern Brazil. *Biologia*, 76(4), 1099-1107. <https://doi.org/10.1007/s11756-021-00700-5>.
32. Martins, E. M., Silva, E. R. D., Campello, E. F. C., Lima, S. S. D., Nobre, C. P., Correia, M. E. F., & Resende, A. S. D. (2019). O uso de sistemas agroflorestais diversificados na restauração florestal na Mata Atlântica. *Ciência Florestal*, 29, 632-648. <https://doi.org/10.5902/1980509829050>.
33. Matos, P. S., da Silva, C. F., Pereira, M. G., da Silva, E. M. R., Tarré, R. M., Franco, A. L. C., & Zonta, E. (2022). Short-term modifications of mycorrhizal fungi, glomalin and soil attributes in a tropical agroforestry. *Acta Oecologica*, 114, 103815. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2022.103815>.
34. Mello, C., Silva, G., Vieira, H. E. E., Silva, I., Maia, L. C., & Oehl, F. (2012). *Fuscutata aurea*, a new species in the Glomeromycetes from cassava and maize fields in the Atlantic rainforest zone of northeastern Brazil. *Nova Hedwig*, 95(1-2), 267-275. <https://doi.org/10.1127/0029-5035/2012/0037>.
35. Moreira, M., Baretta, D., Tsai, S. M., & Cardoso, E. J. B. N. (2009). Arbuscular mycorrhizal fungal communities in native and in replanted *Araucaria forest*. *Scientia Agricola*, 66, 677-684. <https://doi.org/10.1590/S0103-90162009000500013>.
36. Moreira, M., Zucchi, M. I., Gomes, J. E., Alves-Pereira, A., & Cardoso, E. J. (2016). *Araucaria angustifolia* aboveground roots presented high arbuscular mycorrhizal fungal colonization and diversity in the Brazilian Atlantic Forest. *Pedosphere*, 26(4), 561-566. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(15\)60065-0](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(15)60065-0).
37. Nogueira, L. R., Silva, C. F. D., Pereira, M. G., Gaia-Gomes, J. H., & Silva, E. M. R. D. (2016). Biological properties and organic matter dynamics of soil in pasture and natural regeneration areas in the Atlantic forest biome. *Revista brasileira de ciência do solo*, 40. <https://doi.org/10.1590/18069657rbcs20150366>.
38. Pereira, C. M. R., da Silva, D. K. A., de Almeida Ferreira, A. C., Goto, B. T., & Maia, L. C. (2014). Diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in Atlantic forest areas under different land uses. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 185, 245-252. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.01.005>.
39. Pereira, C. M., Maia, L. C., Sanchez-Castro, I., Palenzuela, J., Silva, D. K., Sudova, R., ... & Goto, B. T. (2016). *Acaulospora papillosa*, a new mycorrhizal fungus from NE Brazil, and *Acaulospora rugosa* from Norway. *Phytotax*, 260(1), 14-24. <https://doi.org/10.11646/phytotaxa.260.1.2>.
40. Pereira, C. M. R., da Silva, D. K. A., Goto, B. T., Rosendahl, S., & Maia, L. C. (2018). Management practices may lead to loss of arbuscular mycorrhizal fungal diversity in protected areas of the Brazilian Atlantic Forest. *Fungal Ecology*, 34, 50-58. <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2018.05.001>.
41. Pereira, J. M., Vasconcellos, R. L., Pereira, A. P., Stürmer, S. L., Silva, A. M., Baretta, D., ... & Cardoso, E. J. (2020). Reforestation processes, seasonality and soil characteristics influence arbuscular mycorrhizal fungi dynamics in *Araucaria angustifolia* forest. *Forest Ecology and Management*, 460, 117899. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.117899>.
42. Purin, S., Klauberger Filho, O., & Stürmer, S. L. (2006). Mycorrhizae activity and diversity in conventional and organic apple orchards from Brazil. *Soil Biology and Biochemistry*, 38(7), 1831-1839. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.12.008>.

43. Rodrigues, L. A., da Silva, D. K. A., & Yano-Melo, A. M. (2021). Arbuscular mycorrhizal fungal assemblages in conservation unit of Atlantic forest areas under native vegetation and natural regeneration. *Microbial ecology*, 82(1), 122-134. <https://doi.org/10.1007/s00248-020-01653-z>.
44. Santos, F. E. F. D., & Carrenho, R. (2011). Diversidade de fungos micorrízicos arbusculares em remanescente florestal impactado (Parque Cinqüentenário-Maringá, Paraná, Brasil). *Acta Botanica Brasilica*, 25, 508-516. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062011000200026>.
45. Santos, R. S. D., Scoriza, R. N., & Ferreira, J. S. (2013). Fungos micorrízicos arbusculares em diferentes coberturas florestais em Vitória da Conquista, Bahia. *Floresta e Ambiente*, 20, 344-350. <https://doi.org/10.4322/floram.2013.020>.
46. Santos, R. S. D., Barreto-Garcia, P. A. B., & Scoriza, R. N. (2018). Fungos micorrízicos arbusculares e serapilheira como indicadores do efeito de borda em fragmento de floresta estacional. *Ciência Florestal*, 28, 324-335. <https://doi.org/10.5902/1980509831603>.
47. Teixeira, A. F. D. S., Kemmelmeier, K., Marascalchi, M. N., Stürmer, S. L., Carneiro, M. A. C., & Moreira, F. M. D. S. (2017). Arbuscular mycorrhizal fungal communities in an iron mining area and its surroundings: Inoculum potential, density, and diversity of spores related to soil properties. *Ciência e Agrotecnologia*, 41, 511-525. <https://doi.org/10.1590/1413-70542017415014617>.
48. Souchie, E. L., Saggin-Júnior, O. J., Silva, E. M., Campello, E. F., Azcón, R., & Barea, J. M. (2006). Communities of P-solubilizing bacteria, fungi and arbuscular mycorrhizal fungi in grass pasture and secondary forest of Paraty, RJ-Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 78, 183-193. <https://doi.org/10.1590/S0001-37652006000100016>.
49. Souza, R. G., Silva, D. K. A., Oliveira, J. R. G., Goto, B. T., Silva, F. S. B., Sampaio, E. V., & Maia, L. C. (2012). Use of mycorrhizal seedlings on recovery of mined dunes in northeastern Brazil. *Pedobiologia*, 55(6), 303-309. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2012.06.002>.
50. Stürmer, S. L., Klauberg Filho, O., Queiroz, M. H. D., & Mendonça, M. M. D. (2006). Occurrence of arbuscular mycorrhizal fungi in soils of early stages of a secondary succession of Atlantic Forest in South Brazil. *Acta Botanica Brasilica*, 20, 513-521. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062006000300002>.
51. Stürmer, S. L., Stürmer, R., & Pasqualini, D. (2013). Taxonomic diversity and community structure of arbuscular mycorrhizal fungi (Phylum Glomeromycota) in three maritime sand dunes in Santa Catarina state, south Brazil. *Fungal Ecology*, 6(1), 27-36. <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2012.10.001>.
52. Trufem, S. F. (1990). Aspectos ecológicos de fungos micorrízicos vesículo-arbusculares da mata tropical úmida da Ilha do Cardoso, SP, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 4, 31-45. <https://doi.org/10.1590/S0102-33061990000200003>.
53. Trufem, S. F., Malatinszky, S. M., & Otomo, H. S. (1994). Fungos micorrízicos arbusculares em rizosferas de plantas do litoral arenoso do Parque Estadual da Ilha do Cardoso, SP, Brasil: 2. *Acta Botanica Brasilica*, 8, 219-229. <https://doi.org/10.1590/S0102-33061994000200007>.
54. Vasconcellos, R. L., Bonfim, J. A., Baretta, D., & Cardoso, E. J. (2016). Arbuscular mycorrhizal fungi and glomalin-related soil protein as potential indicators of soil quality in a recuperation gradient of the Atlantic forest in Brazil. *Land Degradation & Development*, 27(2), 325-334. <https://doi.org/10.1002/ldr.2228>.
55. Vilcatoma-Medina, C., Kaschuk, G., & Zanette, F. (2018). Colonization and spore richness of arbuscular mycorrhizal fungi in Araucaria nursery seedlings in Curitiba, Brazil. *International Journal of Agronomy*. <https://doi.org/10.1155/2018/5294295>.
56. Zandavalli, R. B., Stürmer, S. L., & Dillenburg, L. R. (2008). Species richness of arbuscular mycorrhizal fungi in forests with Araucaria in Southern Brazil. *Hoehnea*, 35, 63-68. <https://doi.org/10.1590/S2236-89062008000100003>.

57. Zangaro, W., Rostirola, L. V., de Souza, P. B., de Almeida Alves, R., Lescano, L. E. A. M., Rondina, A. B. L., ... & Carrenho, R. (2013). Root colonization and spore abundance of arbuscular mycorrhizal fungi in distinct successional stages from an Atlantic rainforest biome in southern Brazil. *Mycorrhiza*, 23(3), 221-233. <https://doi.org/10.1007/s00572-012-0464-9>.
58. Zangaro, W., de Almeida Alves, R., de Souza, P. B., Rostirola, L. V., Lescano, L. E. A. M., Rondina, A. B. L., & Nogueira, M. A. (2014). Succession and environmental variation influence soil exploration potential by fine roots and mycorrhizal fungi in an Atlantic ecosystem in southern Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 30(3), 237-248. <https://doi.org/10.1017/S0266467414000078>.

Table S1. Species of arbuscular mycorrhizal fungi recorded among groups in the Atlantic Forest.

AMF species	Abundance per Group			
	South-Southeast 1	South-Southeast 2	Northeastern-Transition	Northeastern
Ambisporaceae				
<i>Ambispora appendicula</i> (Spain, Sieverd. & N.C. Schenck) C. Walker	7	11	3	25
<i>Ambispora brasiliensis</i> B.T. Goto, L.C. Maia & Oehl	0	0	0	1
<i>Ambispora fecundispora</i> (N.C. Schenck & G.S. Sm.) C. Walker	0	0	0	1
<i>Ambispora gerdemannii</i> (S.L. Rose, B.A. Daniels & Trappe) C. Walker, Vestberg & A. Schüssler	1	0	0	3
<i>Ambispora jimgerdemannii</i> (Spain, Oehl & Sieverd.) C. Walker	3	1	0	0
<i>Ambispora leptoticha</i> (N.C. Schenck & T.H. Nicolson) Walker, Vestberg & A. Schüssler	17	21	5	0
<i>Ambispora reticulata</i> Oehl & Sieverd.	0	0	1	0
Archaeosporaceae				
<i>Archaeospora myriocarpa</i> (Spain, Sieverd. & N.C. Schenck) Oehl, G.A. Silva, B.T. Goto & Sieverd	0	1	0	0
<i>Archaeospora trappei</i> Ames & Linderman	10	13	2	1
<i>Archaeospora undulata</i> (Sieverd.) Sieverd., G.A. Silva, B.T. Goto & Oehl	0	0	1	0
Acaulosporaceae				
<i>Acaulospora alpina</i> Oehl, Sykorova & Sieverd.	0	1	0	0

<i>Acaulospora aspera</i> Corazon-Guivin, Oehl & G.A. Silva	0	0	1	0
<i>Acaulospora bireticulata</i> F.M. Rothwell & Trappe	9	4	0	0
<i>Acaulospora cavernata</i> Blaszk.	1	0	0	1
<i>Acaulospora capsicula</i> Blaszk.	0	1	0	0
<i>Acaulospora colossica</i> Schultz, Bever & Morton	4	7	0	0
<i>Acaulospora delicata</i> C. Walker, C.M. Pfeiffer & Bloss	0	4	0	1
<i>Acaulospora denticulata</i> Sieverd. & S. Toro.	1	2	0	0
<i>Acaulospora elegans</i> Trappe & Gerd.	1	0	2	2
<i>Acaulospora endographis</i> B.T. Goto	0	0	0	1
<i>Acaulospora excavata</i> Ingleby & C.Walker	2	1	0	6
<i>Acaulospora foveata</i> Trappe & Janos	18	29	9	24
<i>Acaulospora gedanensis</i> Blaszk.	0	1	0	0
<i>Acaulospora herrerae</i> Furrazola, B.T.Goto, G.A.Silva, Sieverd. & Oehl	1	4	1	4
<i>Acaulospora ignota</i> Blaszk., Górska, Chwat & Goto	0	0	0	1
<i>Acaulospora kentinensis</i> (C.G. Wu & Y.S. Liu)	1	1	0	0
<i>Acaulospora koskei</i> Blaszk.	15	12	0	1
<i>Acaulospora lacunosa</i> J.B. Morton	7	11	3	2
<i>Acaulospora laevis</i> Gerd. & Trappe	15	6	2	1
<i>Acaulospora longula</i> Spain & N.C. Schenck	2	6	3	3
<i>Acaulospora mellea</i> Spain & N.C. Schenck	20	47	6	14
<i>Acaulospora minuta</i> Oehl, Tchabi, Hount., Palenz., Sánchez-Castro & G.A. Silva	0	0	0	0
<i>Acaulospora morrowiae</i> Spain & N.C. Schenck	14	26	2	18
<i>Acaulospora nivalis</i> Oehl, Palenz., I.C. Sánchez, G.A. Silva & Sieverd	0	1	0	0
<i>Acaulospora papillosa</i> C.M.R. Pereira & Oehl	0	0	0	1
<i>Acaulospora reducta</i> Oehl, B.T. Goto & C.M.R. Pereira	1	0	3	1
<i>Acaulospora rehmsii</i> Sieverd. & S. Toro	8	6	2	5

<i>Acaulospora rugosa</i> J.B. Morton	1	4	0	0
<i>Acaulospora scrobiculata</i> Trappe	30	51	8	23
<i>Acaulospora sieverdingii</i> Oehl, Sýkorová, Błaszk. & G.A. Silva	0	3	0	3
<i>Acaulospora spinosa</i> Walker & Trappe	17	17	6	11
<i>Acaulospora spinosissima</i> Oehl, Palenz., Sánchez-Castro, Tchabi, Hount. & G. A. Silva	4	0	2	1
<i>Acaulospora spinulifera</i> Oehl, V.M.Santos, J.S.Pontes & G.A.Silva	0	0	1	0
<i>Acaulospora splendida</i> Sieverd., Chaverri & I. Rojas	0	1	0	0
<i>Acaulospora tuberculata</i> Janos & Trappe	18	21	3	10
<i>Acaulospora verna</i> Błaszk.	0	2	0	0
<i>Acaulospora walkeri</i> Kramad. & Hedger	1	1	0	0
<i>Kuklospora colombiana</i> (Spain & N.C. Schenck)	13	11	1	1
Diversisporaceae				
<i>Corymbiglomus globiferum</i> (Koske & C. Walker) Błaszk. & Chwat emend. Błaszk. Niezgoda & B.T. Goto	6	3	0	6
<i>Diversispora aurantia</i> (Błaszk., Blanke, Renker & Buscot) C. Walker & A. Schüßler	0	0	0	0
<i>Diversispora eburnea</i> (Kenn, Stutz & Morton) Walker & Schuessler.	2	0	0	1
<i>Diversispora spurca</i> (Pfeifer, Walker & Bloss) Walker & Schussler	1	2	0	0
<i>Diversispora trimurales</i> (Koske & Halvorson) Walker & Schussler	2	0	0	0
<i>Diversispora versiformis</i> (P. Karst.) Oehl, G.A. Silva & Sieverd.	0	0	0	1
<i>Redeckera fulva</i> (Berk. & Broome) Walker & Schuessler	0	1	0	1
<i>Sieverdingia tortuosa</i> (N.C. Schenck & G.S. Sm.) Błaszk.	2	6	2	6
Sacculosporaceae				
<i>Sacculospora baltica</i> (Błaszk., Madej & Tadych) Oehl,	0	0	0	1

Palenz., I.C. Sánchez, B.T. Goto, G.A. Silva & Sieverd.				
Dentiscutataceae				
<i>Dentiscutata biornata</i> (Spain, Sieverd. & S. Toro) Sieverd., F.A. de Souza & Oehl	2	2	0	7
<i>Dentiscutata cerradensis</i> (Spain & J. Miranda) Sieverd., F.A. Souza & Oehl	9	1	3	12
<i>Dentiscutata colliculosa</i> B.T.Goto & Oehl	0	0	0	2
<i>Dentiscutata hawaiiensis</i> (Koske & Gemma) Sieverd., F.A. Souza & Oehl	2	0	0	0
<i>Dentiscutata heterogama</i> (Nicolson e Gerd.) Walker & Sanders	12	22	3	0
<i>Dentiscutata nigra</i> (J.F. Redhead) Sieverd., F.A. Souza & Oehl	1	1	0	0
<i>Dentiscutata reticulata</i> (Koske, D.D. Mill. & C. Walker) Sieverd., F.A. Souza & Oehl	0	1	0	0
<i>Dentiscutata scutata</i> (C. Walker & Dieder.) Sieverd., F.A. de Souza & Oehl	2	6	3	4
<i>Fuscutata aurea</i> Oehl, C.M. Mello & G.A. Silva	0	0	0	3
<i>Fuscutata heterogama</i> Oehl, F.A. Souza, L.C. Maia & Sieverd.	2	2	1	7
<i>Fuscutata rubra</i> (Stürmer & J.B. Morton) Oehl, F.A. Souza & Sieverd.	6	0	1	5
<i>Fuscutata savannicola</i> (R.A. Herrera & Ferrer) Oehl, F.A. Souza & Sieverd.	8	0	1	5
<i>Quatunica erythropus</i> (Koske & C. Walker) F.A. Souza, Sieverd. & Oehl	2	5	0	0
Gigasporaceae				
<i>Gigaspora albida</i> Schenck & Sm	14	5	2	2
<i>Gigaspora decipiens</i> R. Hall & L.K. Abbott	9	20	3	14
<i>Gigaspora gigantea</i> (T.H. Nicolson & Gerd.) Gerd. & Trappe	13	6	5	16
<i>Gigaspora margarita</i> W.N. Becker & I.R. Hall	17	7	3	17

<i>Gigaspora ramisporophora</i> Spain, Sieverd. & N.C. Schenck	1	3	1	0
<i>Gigaspora rosea</i> T.H. Nicolson & N.C. Schenck	1	4	1	0
Intraornatosporaceae				
<i>Intraornatospora intraornata</i> (B.T. Goto & Oehl) B.T. Goto, Oehl & G.A. Silva	3	2	6	5
<i>Paradentiscutata bahiana</i> Oehl, Magna, B.T. Goto & G.A. Silva	0	0	2	2
<i>Paradentiscutata maritima</i> B.T. Goto, D.K. Silva, Oehl & G.A. Silva	1	0	1	9
Racocetraceae				
<i>Cetraspora gilmorei</i> (Trappe & Gerd.) Oehl, F.A. de Souza & Sieverd.	4	2	2	7
<i>Cetraspora pellucida</i> T.H. Nicolson & N.C. Schenck) Oehl, F.A. Souza & Sieverd.	19	14	2	11
<i>Racocetra alborosea</i> (Ferrer & R.A. Herrera) Oehl, F.A. Souza & Sieverd.	0	0	0	1
<i>Racocetra castanea</i> (C. Walker) Oehl, F.A. de Souza & Sieverd.	0	1	1	2
<i>Racocetra coralloidea</i> (Trappe, Gerd. & I. Ho) Oehl, F.A. Souza & Sieverd.	17	0	0	12
<i>Racocetra fulgida</i> (Koske & C. Walker) Oehl, F.A. Souza & Sieverd.	8	2	2	11
<i>Racocetra gregaria</i> (N.C. Schenck & T.H. Nicolson) Oehl, F.A. Souza & Sieverd.	7	0	0	8
<i>Racocetra minuta</i> (Ferrer & R.A. Herrera) Oehl, F.A. Souza & Sieverd.	0	1	0	0
<i>Racocetra persica</i> (Koske & C. Walker) Oehl, F.A. de Souza & Sieverd.	4	5	0	0
<i>Racocetra tropicana</i> Oehl, B.T.Goto & G.A.Silva	2	0	2	18
<i>Racocetra verrucosa</i> (Koske & C. Walker) Oehl, F.A. Souza & Sieverd.	5	4	1	3
<i>Racocetra weresubiae</i> (Koske & C. Walker) Oehl, F.A. Souza & Sieverd	2	1	4	7
Scutellosporaceae				

<i>Bulbospora minima</i> Oehl, Marinho, B. T. Goto & G. A. Silva	0	0	2	0
<i>Orbispora pernambucana</i> (Oehl, D.K. Silva, N. Freitas & L.C. Maia) Oehl, G.A. Silva & D.K. Silva	2	3	3	7
<i>Scutellospora aurigloba</i> (I.R. Hall) C. Walker & F.E. Sanders	4	0	1	6
<i>Scutellospora calospora</i> (T.H. Nicolson & Gerd.) C. Walker & F.E. Sanders	8	9	1	0
<i>Scutellospora dipapillosa</i> (C. Walker & Koske) C. Walker & F.E. Sanders	0	1	0	0
<i>Scutellospora dipurpurescens</i> J.B. Morton & Koske	0	1	0	2
<i>Scutellospora spinosissima</i> (C. Walker & Cuenca) Oehl, F.A. de Souza & Sieverd.	2	0	2	0
Entrophosporaceae				
<i>Claroideoglomerus claroideum</i> (N.C. Schenck & G.S. Sm.) C. Walker & A. Schüssler	13	8	0	0
<i>Claroideoglomerus etunicatum</i> (W.N. Becker & Gerd.) C. Walker & A. Schüssler	24	17	5	11
<i>Claroideoglomerus lamellosum</i> (Dalpé, Koske & Tews) C. Walker & A. Schüssler	0	5	4	0
<i>Claroideoglomerus luteum</i> (Kennedy, Stutz & Morton) Walker & Schuessler	0	4	0	0
<i>Entrophospora infrequens</i> (I.R. Hall) R.N. Ames & R.W. Schneid.	7	6	2	1
<i>Viscospora viscosa</i> (T.H. Nicolson) Sieverd., Oehl & F.A. Souza	2	3	0	0
Glomeraceae				
<i>Dominikia aurea</i> (Oehl & Sieverd.) Błaszk., Chwat, G.A. Silva & Oehl	0	0	0	0
<i>Dominikia bernensis</i> Oehl, Palenz., Sánchez-Castro, N.M.F. Sousa & G.A. Silva	0	0	0	0
<i>Dominikia glomerocarpica</i> Jobim, Błaszk., Niezgoda, Magurno & B.T. Goto	0	0	0	1

<i>Epigeocarpum crypticum</i> Jobim, Blaszk., Niezgoda, Magurno & B.T. Goto	0	0	0	1
<i>Funneliformis geosporum</i> (T.H. Nicolson & Gerd.) C. Walker & A. Schüssler	8	17	0	2
<i>Funneliformis halonatus</i> (S.L. Rose & Trappe) Oehl, G.A. Silva & Sieverd.	0	2	3	13
<i>Funneliformis monosporus</i> (Gerd. & Trappe) Oehl, G.A. Silva & Sieverd.	2	0	0	0
<i>Funneliformis mosseae</i> (T.H. Nicolson & Gerd.) C. Walker & A. Schüssler	16	8	1	4
<i>Funneliformis verruculosum</i> (Blaszk.) C. Walker & A. Schüssler	2	0	2	0
<i>Glomus ambisporum</i> G.S. Sm. & N.C. Schenck	5	0	1	7
<i>Glomus australe</i> (Berk.) S.M.Berch	0	0	2	0
<i>Glomus botryoides</i> Rothwell & Victor	0	1	0	0
<i>Glomus brohultii</i> Sieverd. & R.A. Herrera	4	0	6	14
<i>Glomus clavisporum</i> (Trappe) R.T. Almeida & N.C. Schenck	3	10	2	0
<i>Glomus formosanum</i> C.G. Wu & Z.C. Chen	0	0	0	0
<i>Glomus fuegianum</i> (Speg.) Trappe & Gerd.	0	4	1	0
<i>Glomus glomerulatum</i> Sieverd.	4	20	7	25
<i>Glomus heterosporum</i> G.S. Sm. & N.C. Schenck	0	4	0	0
<i>Glomus liquidambaris</i> (C.G.Wu & Z.C. Chen) R.T. Almeida & N.C. Schenck ex Y.J. Yao	1	0	0	0
<i>Glomus macrocarpum</i> Tul. & C. Tul	12	33	8	14
<i>Glomus magnicaule</i> I.R.Hall	0	1	2	0
<i>Glomus microcarpum</i> Tul. & C. Tul	5	7	5	7
<i>Glomus nanolumen</i> Koske & Gemma	0	0	0	0
<i>Glomus pachycaule</i> (C.G. Wu & Z.C. Chen) Sieverd. & Oehl	0	0	0	3
<i>Glomus pallidum</i> I.R. Hall	1	0	0	0
<i>Glomus rubiforme</i> (Gerd. & Trappe) R.T. Almeida & N.C. Schenck	0	1	0	2

<i>Glomus spinuliferum</i> Sieverd. & Oehl	1	6	1	0
<i>Glomus taiwanense</i> (C.G. Wu & Z.C. Chen) R.T. Almeida & N.C. Schenck ex Y.J. Yao	0	1	4	11
<i>Glomus tenebrosum</i> (Thaxter) Berch	0	0	3	0
<i>Glomus trufemii</i> B.T. Goto, G.A. Silva & F. Oehl	2	0	3	7
<i>Halonatospora pansihalos</i> (S.M. Berch & Koske) Błaszk., Niezgodą	5	0	2	0
<i>Oehlia diaphana</i> (J.B. Morton & C. Walker) Błaszk., Kozłowska, Niezgodą, B.T. Goto & Dalpé	4	7	0	0
<i>Rhizoglomus aggregatum</i> (N.C. Schenck & G.S. Sm.) Sieverd., G.A. Silva & Oehl	4	6	0	1
<i>Rhizoglomus clarum</i> (T.H. Nicolson & N.C. Schenck) Sieverd.	14	9	3	5
<i>Rhizoglomus fasciculatum</i> (Thaxt.) Sieverd., G.A. Silva & Oehl	3	9	2	0
<i>Rhizoglomus intraradices</i> N.C. Schenck & G.S. Sm.) Sieverd., G.A. Silva & Oehl	2	1	1	2
<i>Rhizoglomus invermaium</i> (I.R. Hall) Sieverd., G.A. Silva & Oehl	3	14	0	1
<i>Rhizoglomus irregulare</i> Błaszk., Wubet, Renker & Buscot	0	4	1	0
<i>Rhizoglomus maiiae</i> Jobim, Błaszk., Niezgodą & B.T. Goto	0	0	0	1
<i>Rhizoglomus microaggregatum</i> (Koske, Gemma & P.D. Olexia) Sieverd., G.A. Silva & Oehl	8	12	0	0
<i>Rhizoglomus natalense</i> (Błaszk., Chwat & B.T. Goto) Sieverd., G.A. Silva & Oehl	3	0	2	0
<i>Rhizoglomus vesiculiferum</i> (Thaxt.) Błaszk., Kozłowska, Niezgodą, B.T. Goto & Dalpé	0	0	0	1
<i>Sclerocystis coremioides</i> Berk. & Broome	3	3	1	9
<i>Sclerocystis sinuosa</i> R.T. Almeida & N.C. Schenck	11	6	4	15
<i>Septoglomus constrictum</i> (Trappe) Sieverd., G.A. Silva & Oehl	8	5	2	2

<i>Septoglomus deserticola</i> (Trappe, Bloss & J.A. Menge) G.A. Silva, Oehl & Sieverd.	2	1	0	1
<i>Septoglomus titan</i> B.T. Goto & G.A. Silva	2	0	2	0
<i>Simiglomus hoi</i> (S.M. Berch & Trappe) G.A. Silva, Oehl & Sieverd.	0	4	0	1
Paraglomeraceae				
<i>Paraglomus albidum</i> (C. Walker & L.H. Rhodes) Oehl, F.A. Souza, G.A. Silva & Sieverd.	0	5	0	0
<i>Paraglomus bolivianum</i> (Sieverd. & Oehl) Oehl & G.A. Silva	0	0	2	4
<i>Paraglomus brasilianum</i> (Spain & J. Miranda) J.B. Morton & D. Redecker	2	4	0	0
<i>Paraglomus laccatum</i> (Blaszk.) Renker, Blaszk. & Buscot	0	1	0	0
<i>Paraglomus occultum</i> (C. Walker) J.B. Morton & D. Redecker	7	13	2	6
<i>Paraglomus pernambucanum</i> Oehl, C.M. Mello, Magna & G.A. Silva	0	0	1	1
TOTAL	637	733	215	560

Supplementary Material 4. Index with more correlation in each PCA axes in regional scale.

	PC1	PC2	PC3	PC4
Bio 1	0.6126220	-0.02226955	0.3376491	0.17785765
Bio 12	-0.1077753	-0.71387017	0.1929480	-0.64847278
Elevation	-0.6106602	0.12669064	-0.3376551	0.01915101
Land Cover	0.3230890	-0.49820892	-0.7583640	0.26885693
pH	0.3684921	0.47500610	-0.3995462	-0.68934672

	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5
Standard deviation	1.4974	1.1715	0.8159	0.7664	0.36370
Proportion of Variance	0.4485	0.2745	0.1331	0.1175	0.02646
Cumulative Proportion	0.4485	0.7229	0.8561	0.9735	1.00000

PC1	PC2	PC3	PC4
-----	-----	-----	-----

1.40188461	2.228564876	-0.05494788	0.482944177
1.17970731	-0.281405268	0.14930149	0.553610020
1.20241514	-1.170517090	0.46836126	-0.220762221
1.20241514	-1.170517090	0.46836126	-0.220762221
1.20241514	-1.170517090	0.46836126	-0.220762221
1.20241514	-1.170517090	0.46836126	-0.220762221
1.20241514	-1.170517090	0.46836126	-0.220762221
1.20241514	-1.170517090	0.46836126	-0.220762221
1.98672032	-0.467130571	-0.34640882	0.694674491
1.10374983	0.362294413	1.33652502	0.051962705
1.06774845	-1.381033710	0.53795703	-0.252911484
1.02169007	1.532522485	1.30964694	0.587999708
1.88870500	-1.402613600	-0.36264380	0.745089585
0.62296003	3.062895008	0.05700858	0.312208416
1.57416686	-0.563970219	0.31795583	0.032595428
1.57416686	-0.563970219	0.31795583	0.032595428
1.57416686	-0.563970219	0.31795583	0.032595428
1.57416686	-0.563970219	0.31795583	0.032595428
1.57416686	-0.563970219	0.31795583	0.032595428
1.09225905	0.434758548	1.54048935	0.204705819
3.30247842	2.757763783	-0.94275418	-3.323264575
2.00379001	-1.668652023	-0.42511397	-0.061830704
1.88734873	-1.818751075	-0.29885977	0.155998688
1.88734873	-1.818751075	-0.29885977	0.155998688
1.59624602	-2.193998098	0.01677521	0.700571285
2.35311322	-1.218355653	-0.80387589	-0.715317737
-0.87758823	-0.089090260	0.38943157	-0.502595195
1.47722428	-0.751711685	0.46713210	0.221908966
1.47722428	-0.751711685	0.46713210	0.221908966
1.47722428	-0.751711685	0.46713210	0.221908966
1.47722428	-0.751711685	0.46713210	0.221908966
1.47722428	-0.751711685	0.46713210	0.221908966
1.47722428	-0.751711685	0.46713210	0.221908966
1.47722428	-0.751711685	0.46713210	0.221908966
1.98086009	-1.042617886	-0.52072913	0.855356547
1.47722428	-0.751711685	0.46713210	0.221908966
1.47722428	-0.751711685	0.46713210	0.221908966
1.47722428	-0.751711685	0.46713210	0.221908966
1.47722428	-0.751711685	0.46713210	0.221908966
1.61800869	-0.306796058	0.31761433	0.455151609
1.47722428	-0.751711685	0.46713210	0.221908966
1.47722428	-0.751711685	0.46713210	0.221908966

1.61800869	-0.306796058	0.31761433	0.455151609
1.16953511	0.564157948	1.23329169	0.055729877
1.47722428	-0.751711685	0.46713210	0.221908966
3.05963157	1.771820102	-1.74741507	1.313319371
3.09764464	1.864544132	-1.65637260	1.126198187
0.75911265	-3.612289061	-0.19995415	-1.533819507
-2.05168176	-0.337568569	0.06480739	-0.469881019
-2.05133098	0.081281736	-0.02096737	0.062218801
-1.90064631	0.201069923	-0.05384639	0.010133432
-2.22360839	-0.274406644	0.21235335	0.267805952
-0.37749297	-0.152155399	1.57204111	-0.172888895
0.48235006	-1.610116255	-0.51027190	0.488837788
0.67169138	-1.736961149	-0.19960030	0.332459892
-0.25531582	0.376986247	0.57664281	0.134844021
0.23445767	-0.863100898	-1.02869032	0.708476961
-0.26151084	0.324369491	0.76031666	-0.007523175
-3.50186834	-0.354400531	-0.72372311	-0.980263499
3.46624567	2.019326666	-3.00838383	-2.273829426
1.43579977	2.780000036	-0.47998244	-2.650008262
0.25254565	0.069991862	0.89063232	-0.155794612
0.63289021	-1.332660999	-0.59793054	0.574452261
3.33790537	3.250478612	-2.31697670	-3.023351661
3.28789664	1.948356594	-2.82290715	-1.668502161
-2.18363933	-0.026222927	0.04909511	-0.350871839
-2.18363933	-0.026222927	0.04909511	-0.350871839
-2.18363933	-0.026222927	0.04909511	-0.350871839
-2.18363933	-0.026222927	0.04909511	-0.350871839
-2.18363933	-0.026222927	0.04909511	-0.350871839
0.54057084	-1.535066550	-0.57339914	0.379922832
1.00599555	0.570471208	-0.35735109	-0.803796853
2.07292185	0.168951432	-2.19140581	-1.726401189
0.69538976	0.475427723	0.83364109	-2.380838777
-3.50186834	-0.354400531	-0.72372311	-0.980263499
-3.50186834	-0.354400531	-0.72372311	-0.980263499
-3.50186834	-0.354400531	-0.72372311	-0.980263499
0.29290502	-0.167090589	0.13591892	0.077455544
-1.48589221	0.174842281	0.70439874	-0.680204946
-1.87235340	-0.303847170	0.46976821	-0.623572371
0.21563503	-0.244281019	0.12364115	-0.007230989
0.29290502	-0.167090589	0.13591892	0.077455544
-1.48589221	0.174842281	0.70439874	-0.680204946
-1.87235340	-0.303847170	0.46976821	-0.623572371

0.21563503	-0.244281019	0.12364115	-0.007230989
-2.02794886	-1.945901204	-0.58815656	-0.757348932
-2.02794886	-1.945901204	-0.58815656	-0.757348932
-2.02794886	-1.945901204	-0.58815656	-0.757348932
-0.28676834	0.099747694	1.46180997	-0.126544791
-0.28676834	0.099747694	1.46180997	-0.126544791
-0.69419244	-0.345603567	0.80675275	-0.026900894
-2.90286369	-0.608332815	-1.38514402	-0.044757608
-2.90286369	-0.608332815	-1.38514402	-0.044757608
-2.90286369	-0.608332815	-1.38514402	-0.044757608
0.14918356	-1.936175200	1.59412579	-1.764437532
0.14918356	-1.936175200	1.59412579	-1.764437532
0.96784938	-0.347097016	1.74747976	-1.651175510
1.06436722	-1.188676142	0.77133356	0.195034384
1.24098068	2.826848741	0.58615383	0.624328434
1.08991558	-0.082263153	0.03208159	0.699353061
1.33926418	-1.036769286	0.66150406	-0.162935070
1.52707210	-2.205756892	0.05255069	-0.278137765
0.14781960	1.651558507	-1.20220982	0.993841240
0.77036964	0.606112033	0.97486520	0.453556224
0.77036964	0.606112033	0.97486520	0.453556224
-0.54597239	2.531200183	-0.45229764	1.007550520
-0.54597239	2.531200183	-0.45229764	1.007550520
-0.54597239	2.531200183	-0.45229764	1.007550520
-0.54597239	2.531200183	-0.45229764	1.007550520
0.12471076	2.102067691	-0.13864275	0.860328842
-0.47971050	0.569512147	-0.55424325	0.428201461
-0.59598342	1.087374452	0.44973054	0.365229803
-2.08786032	0.430073978	0.05531396	-0.171231924
-0.28512682	1.045872344	0.38674551	0.307551688
-0.45956293	-1.930004776	-1.13218383	-0.723005244
-1.18329991	-0.745903852	0.54404207	-1.489256809
-1.37437074	-0.892392807	0.93416675	-2.142126755
-0.28512682	1.045872344	0.38674551	0.307551688
-0.53301289	1.252472576	0.74279039	0.337804730
-0.59598342	1.087374452	0.44973054	0.365229803
-0.47971050	0.569512147	-0.55424325	0.428201461
-0.38894179	0.550739033	0.30414493	-0.717666827
-0.38894179	0.550739033	0.30414493	-0.717666827
-0.38894179	0.550739033	0.30414493	-0.717666827
-0.38894179	0.550739033	0.30414493	-0.717666827
0.33971415	-0.086331477	-0.11864665	0.596889889

0.33971415	-0.086331477	-0.11864665	0.596889889
0.33971415	-0.086331477	-0.11864665	0.596889889
0.33971415	-0.086331477	-0.11864665	0.596889889
0.33971415	-0.086331477	-0.11864665	0.596889889
-1.73357437	0.601086078	-0.15894095	0.256536438
-1.73357437	0.601086078	-0.15894095	0.256536438
-1.73357437	0.601086078	-0.15894095	0.256536438
-1.73357437	0.601086078	-0.15894095	0.256536438
-1.73357437	0.601086078	-0.15894095	0.256536438
-1.73357437	0.601086078	-0.15894095	0.256536438
-1.73357437	0.601086078	-0.15894095	0.256536438
-1.73357437	0.601086078	-0.15894095	0.256536438
-1.73357437	0.601086078	-0.15894095	0.256536438
-0.78016682	-0.255003735	-0.65729356	0.682746727
-0.78016682	-0.255003735	-0.65729356	0.682746727
-0.78016682	-0.255003735	-0.65729356	0.682746727
-0.21856693	0.942501497	-0.02721674	0.067204401
-0.47856861	1.361754570	0.52124831	-0.151664395
-0.94539025	1.105027576	0.78359030	0.674999814
-0.94539025	1.105027576	0.78359030	0.674999814
-0.94539025	1.105027576	0.78359030	0.674999814
1.42081078	-0.737965819	-0.52068090	0.949757304
1.42081078	-0.737965819	-0.52068090	0.949757304
1.42081078	-0.737965819	-0.52068090	0.949757304
1.42081078	-0.737965819	-0.52068090	0.949757304
1.42081078	-0.737965819	-0.52068090	0.949757304
-0.64607938	0.251421395	-0.73501599	0.669260906
-0.21856693	0.942501497	-0.02721674	0.067204401
-0.21856693	0.942501497	-0.02721674	0.067204401
-0.21856693	0.942501497	-0.02721674	0.067204401
-1.39420499	0.063503720	0.54055799	-0.314415848
0.04060855	1.416801718	0.78051711	0.059961760
-2.27199317	0.001691798	-0.16028831	-0.210786724
-2.27199317	0.001691798	-0.16028831	-0.210786724
-1.04553787	1.097470491	0.75053274	0.630824286
-1.15182402	0.722427798	0.22017719	0.849771933
-1.41318085	0.799544223	0.26388827	0.289371975
-1.60297660	0.396195306	0.03732661	0.272182434
-0.44942588	-1.232257569	-1.56656574	0.473680636
-0.44942588	-1.232257569	-1.56656574	0.473680636
-0.44942588	-1.232257569	-1.56656574	0.473680636
-0.55855172	-0.027198754	-0.71187092	0.116091584

0.35192240	1.414573165	0.88033172	-0.035461871
0.35192240	1.414573165	0.88033172	-0.035461871
0.35192240	1.414573165	0.88033172	-0.035461871
0.35192240	1.414573165	0.88033172	-0.035461871
0.35192240	1.414573165	0.88033172	-0.035461871
0.35192240	1.414573165	0.88033172	-0.035461871
0.35192240	1.414573165	0.88033172	-0.035461871
-1.33114539	-0.083429927	0.34363373	-0.078694981
-1.33114539	-0.083429927	0.34363373	-0.078694981
-0.98940748	-1.045974826	-1.43371148	0.701704228
-0.98940748	-1.045974826	-1.43371148	0.701704228
-0.98940748	-1.045974826	-1.43371148	0.701704228
-0.98940748	-1.045974826	-1.43371148	0.701704228
-0.98940748	-1.045974826	-1.43371148	0.701704228

PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6	PC7	PC8	PC9
-0.2502	2.1707	-1.10474	-1.0250	-2.5656	-1.4942	-1.2285	-0.7659	0.551
-1.7176	1.9423	1.15184	-1.0904	-0.2161	-0.1860	-0.9747	0.5720	0.090
-2.3774	1.9688	-1.30763	0.5535	1.4991	0.94083	-0.5102	-0.0182	0.718
-1.2485	0.2461	-1.49468	0.4636	1.0625	0.58892	0.2977	-0.4988	0.052
-1.3841	1.0935	-0.86328	-0.3080	0.7829	0.49253	0.0671	0.9325	0.737
1.2310	-2.332	0.94075	-0.9952	0.3700	0.67273	-1.4685	-0.3662	0.855
0.3063	1.4358	0.04490	-0.3100	-1.0414	-0.8224	-0.4005	0.1369	0.926
1.2169	-0.967	1.10831	0.7546	-1.7299	-1.3327	0.4279	-0.0186	0.886
0.0016	0.3447	-1.06216	-0.4284	1.1344	0.57128	0.2522	1.1092	-0.131
1.4276	0.5283	-2.63659	0.3910	-0.14808	-0.1029	0.6871	0.0689	1.550
1.2664	-1.157	-1.07265	-1.2969	0.7299	0.29816	1.1243	2.8411	-0.644
-3.4398	1.3054	0.34258	-0.0677	0.5175	0.19534	-0.3598	-0.1116	-0.887
3.8643	4.6754	2.33607	-1.5691	1.0646	0.22335	3.0827	-1.4231	0.474
2.5997	-2.120	-0.0069	-0.6541	1.7133	1.43273	-0.6962	-2.0991	-1.523
1.0317	2.1925	1.89409	-2.1046	0.2493	-0.1592	1.2618	-0.9681	0.412
1.6402	-0.316	0.3340	-0.3117	-0.4809	0.00205	-1.1196	0.2102	2.021
2.9963	1.7428	0.81818	0.6255	1.11633	0.64028	0.14141	0.3854	-0.636
5.0179	2.0861	-0.43447	3.6830	2.3154	-3.0808	-2.15982	0.43998	-1.332
-1.0015	-1.705	1.74928	1.4339	-0.23397	-0.3194	0.6458	-0.2944	0.0516
-1.0015	-1.705	1.749286	1.4339	-0.23397	-0.3194	0.64583	-0.2944	0.0516
-1.0015	-1.705	1.749286	1.4339	-0.2339	-0.3194	0.64583	-0.2944	0.0516
-1.0015	-1.7052	1.7492	1.4339	-0.2339	-0.3194	0.645838	-0.2944	0.0516
-1.0015	-1.705	1.74928	1.4339	-0.2339	-0.3194	0.6458	-0.2944	0.0516
0.7621	1.2312	-0.35531	0.9929	-0.6970	-1.2743	-0.6627	-0.2408	1.2203
2.1313	-1.268	-0.29610	-0.6913	0.42850	0.4557	-0.2298	-0.5743	-0.4512
2.9553	2.4332	-0.04507	2.8519	-4.11041	4.2255	-0.57449	0.5222	-0.9641

0.7499	-0.4990	0.45186	-0.81041	-0.23724	-0.0619	-0.1424	-0.4832	-1.8056
-3.4398	1.3054	0.34258	-0.06773	0.51756	0.1953	-0.3598	-0.1116	-0.8876
-3.4398	1.30541	0.34258	-0.06773	0.51756	0.1953	-0.3598	-0.1116	-0.8876
-3.4398	1.3054	0.34258	-0.06773	0.51756	0.1953	-0.3598	-0.1116	-0.8876
1.4495	-1.3223	-0.43515	-0.51705	-0.03158	-0.2736	1.0898	1.3998	-0.5266
-0.1983	-1.4166	1.4182	0.5353	-0.1365	-0.1655	0.4694	0.9026	0.1328
-0.0715	-1.9188	-0.63858	-0.4663	0.6591	0.85558	-0.8934	-0.9332	0.4961
0.5976	-0.0364	-2.54195	0.4055	0.5603	0.2828	0.4519	-0.8772	0.3659
1.44957	-1.3223	-0.43515	-0.5170	-0.0315	-0.2736	1.0898	1.3998	-0.5266
-0.1983	-1.4166	1.41820	0.5353	-0.1365	-0.1655	0.4694	0.90263	0.1328
-0.0715	-1.9188	-0.63858	-0.4663	0.6591	0.8555	-0.893	-0.9332	0.4961
0.5976	-0.0364	-2.5419	0.4055	0.5603	0.2828	0.4519	-0.8772	0.3659
-0.3863	-1.4167	-2.2001	-0.1620	-1.0770	-0.7179	1.0872	-0.5251	-0.4752
-0.3863	-1.4167	-2.2001	-0.1620	-1.0770	-0.7179	1.0872	-0.5251	-0.4752
-0.3863	-1.4167	-2.20017	-0.1620	-1.0770	-0.7179	1.0872	-0.5251	-0.4752
1.0487	-1.3923	1.16142	-1.2678	0.5065	0.6987	-1.4932	0.4139	0.8578
1.0487	-1.3923	1.16142	-1.2678	0.5065	0.6987	-1.4932	0.4139	0.8578
-0.2496	0.9239	-0.16798	-1.3498	0.3203	0.1402	-0.2192	2.1989	0.1352
-2.3953	0.8573	-0.05424	1.0812	0.3522	0.1131	0.2215	0.0268	0.4436
-2.3953	0.8573	-0.05424	1.0812	0.3522	0.1131	0.2215	0.0268	0.4436
-2.3953	0.8573	-0.05424	1.0812	0.3522	0.1131	0.2215	0.0268	0.4436
-0.2556	0.4009	0.24311	-2.2032	-1.7009	-1.1676	-0.9605	-0.1796	-1.2052
-0.2556	0.4009	0.24311	-2.2032	-1.7009	-1.1676	-0.9605	-0.1796	-1.2052

References

- Antonelli, A., Zizka, A., Carvalho, F. A., Scharn, R., Bacon, C. D., Silvestro, D., & Condamine, F. L. (2018). Amazonia is the primary source of Neotropical biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(23), 6034-6039. <https://doi.org/10.1073/pnas.1713819115>
- Barceló, M., van Bodegom, P. M., & Soudzilovskaia, N. A. (2019). Climate drives the spatial distribution of mycorrhizal host plants in terrestrial ecosystems. *Journal of Ecology*, 107(6), 2564-2573. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13275>
- Bonfim, J. A., Vasconcellos, R. L. F., Gumiere, T., de Lourdes Colombo Mescolotti, D., Oehl, F., & Nogueira Cardoso, E. J. B. (2016). Diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in a Brazilian Atlantic Forest toposequence. *Microbial Ecology*, 71(1), 164-177. <https://doi.org/10.1007/s00248-015-0661-0>
- Cantidio, L. S., & Souza, A. F. (2019). Aridity, soil and biome stability influence plant ecoregions in the Atlantic Forest, a biodiversity hotspot in South America. *Ecography*, 42(11), 1887-1898. <https://doi.org/10.1111/ecog.04564>
- Chagnon, P. L., Bradley, R. L., Maherali, H., & Klironomos, J. N. (2013). A trait-based framework to understand life history of mycorrhizal fungi. *Trends in plant science*, 18(9), 484-491. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2013.05.001>

- Chaudhary, V. B., O'Dell, T. E., Rillig, M. C., & Johnson, N. C. (2014). Multiscale patterns of arbuscular mycorrhizal fungal abundance and diversity in semiarid shrublands. *Fungal Ecology*, 12, 32-43. <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2014.06.003>
- Chaudhary, V. B., Cuenca, G., & Johnson, N. C. (2018). Tropical-temperate comparison of landscape-scale arbuscular mycorrhizal fungal species distributions. *Diversity and Distributions*, 24(1), 116-128. <https://doi.org/10.1111/ddi.12664>
- Cheng, H., Sinha, A., Cruz, F. W., Wang, X., Edwards, R. L., d'Horta, F. M., ... & Auler, A. S. (2013). Climate change patterns in Amazonia and biodiversity. *Nature communications*, 4(1), 1-6. <https://doi.org/10.1038/ncomms2415>
- da Silva, C. A., Londe, V., Andrade, S. A. L., Joly, C. A., & Vieira, S. A. (2020). Fine root-arbuscular mycorrhizal fungi interaction in Tropical Montane Forests: Effects of cover modifications and season. *Forest Ecology and Management*, 476, 118478. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118478>
- da Silva, I. R., de Souza, F. A., da Silva, D. K. A., Oehl, F., & Maia, L. C. (2017). Patterns of arbuscular mycorrhizal fungal distribution on mainland and island sandy coastal plain ecosystems in Brazil. *Microbial ecology*, 74(3), 654-669. <https://doi.org/10.1007/s00248-017-0979-x>
- da Silva, K. J., Fernandes, J. A., Magurno, F., Leandro, L. B., Goto, B. T., & Theodoro, R. C. (2022). Phylogenetic Review of *Acaulospora* (Diversisporales, Glomeromycota) and the Homoplastic Nature of Its Ornamentations. *Journal of Fungi*, 8(9), 892. <https://doi.org/10.3390/jof8090892>
- Davison, J., Moora, M., Öpik, M., Adholeya, A., Ainsaar, L., Bâ, A., ... & Zobel, M. (2015). Global assessment of arbuscular mycorrhizal fungus diversity reveals very low endemism. *Science*, 349(6251), 970-973. <https://doi.org/10.1126/science.aab1161>
- Davison, J., Moora, M., Semchenko, M., Adenan, S. B., Ahmed, T., Akhmetzhanova, A. A., ... & Öpik, M. (2021). Temperature and pH define the realised niche space of arbuscular mycorrhizal fungi. *New Phytologist*, 231(2), 763-776. <https://doi.org/10.1111/nph.17240>
- de Lima, V. X., Nogueira-Melo, G. S., Baltazar, J. M., de Medeiros, P. S., Soares, A. M., de Lira, C. R. S., & Gibertoni, T. B. (2018). Fungal perspective on neotropical biogeography: poroid fungi (Agaricomycetes: Hymenochaetales and Polyporales) and the Brazilian moist forests. *Fungal Ecology*, 36, 1-7. <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2018.06.004>
- Dumbrell, A. J., Nelson, M., Helgason, T., Dytham, C., & Fitter, A. H. (2010). Idiosyncrasy and overdominance in the structure of natural communities of arbuscular mycorrhizal fungi: is there a role for stochastic processes?. *Journal of Ecology*, 98(2), 419-428. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2009.01622.x>
- Fick, S. E., & Hijmans, R. J. (2017). WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International journal of climatology*, 37(12), 4302-4315. <https://doi.org/10.1002/joc.5086>
- Kajihara, K. T., Egan, C. P., Swift, S. O., Wall, C. B., Muir, C. D., & Hynson, N. A. (2022). Core arbuscular mycorrhizal fungi are predicted by their high abundance–occupancy relationship while host-specific taxa are rare and geographically structured. *New Phytologist*, 234(4), 1464-1476. <https://doi.org/10.1111/nph.18058>
- Kivlin, S. N., Hawkes, C. V., & Treseder, K. K. (2011). Global diversity and distribution of arbuscular mycorrhizal fungi. *Soil Biology and Biochemistry*, 43(11), 2294-2303. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.07.012>
- Lingner, D. V., Rodrigues, A. V., Oliveira, L. Z., De Gasper, A. L., & Vibrans, A. C. (2020). Modelling changes in forest attributes driven by human activities at different

- spatial scales in the subtropical Atlantic Forest. *Biodiversity and Conservation*, 29(4), 1283-1299. <https://doi.org/10.1007/s10531-020-01935-5>
- Maia, L. C., Passos, J. H., Silva, J. A., Oehl, F., & Assis, D. M. A. (2020). Species diversity of Glomeromycota in Brazilian biomes. *Sydowia*, 72, 181-205. <https://doi.org/10.12905/0380.sydowia72-2020-0181>
- Marcilio-Silva, V., Zwiener, V. P., & Marques, M. C. (2017). Metacommunity structure, additive partitioning and environmental drivers of woody plants diversity in the Brazilian Atlantic Forest. *Diversity and Distributions*, 23(10), 1110-1119. <https://doi.org/10.1111/ddi.12616>
- Marques, M., Trindade, W., Bohn, A., & Grelle, C. E. (2021). The Atlantic Forest: an introduction to the megadiverse forest of South America. In *The Atlantic Forest* (pp. 3-23). Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-55322-7_1
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853-858. <https://doi.org/10.1038/35002501>
- Neuenkamp, L., Moora, M., Öpik, M., Daoehvison, J., Gerz, M., Männistö, M., ... & Zobel, M. (2018). The role of plant mycorrhizal type and status in modulating the relationship between plant and arbuscular mycorrhizal fungal communities. *New Phytologist*, 220(4), 1236-1247. <https://doi.org/10.1111/nph.14995>
- Oehl, F., Sieverding, E., Palenzuela, J., Ineichen, K., & da Silva, G. A. (2011). Advances in Glomeromycota taxonomy and classification. *IMA fungus*, 2(2), 191-199. <https://doi.org/10.5598/imafungus.2011.02.02.10>
- Olson, D. M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E. D., Burgess, N. D., Powell, G. V., Underwood, E. C., ... & Kassem, K. R. (2001). Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth A new global map of terrestrial ecoregions provides an innovative tool for conserving biodiversity. *BioScience*, 51(11), 933-938.
- Öpik, M., Zobel, M., Cantero, J. J., Davison, J., Facelli, J. M., Hiiesalu, I., ... & Moora, M. (2013). Global sampling of plant roots expands the described molecular diversity of arbuscular mycorrhizal fungi. *Mycorrhiza*, 23(5), 411-430. <https://doi.org/10.1007/s00572-013-0482-2>
- Page, M. J., McKenzie, J. E., Bossuyt, P. M., Boutron, I., Hoffmann, T. C., Mulrow, C. D., ... & Moher, D. (2021). The PRISMA 2020 statement: an updated guideline for reporting systematic reviews. *Systematic reviews*, 10(1), 1-11. <https://doi.org/10.1186/s13643-021-01626-4>
- Pärtel, M., Öpik, M., Moora, M., Tedersoo, L., Szava-Kovats, R., Rosendahl, S., ... & Zobel, M. (2017). Historical biome distribution and recent human disturbance shape the diversity of arbuscular mycorrhizal fungi. *New Phytologist*, 216(1), 227-238. <https://doi.org/10.1111/nph.14695>
- Paz, C., Öpik, M., Bulascoschi, L., Bueno, C. G., & Galetti, M. (2021). Dispersal of arbuscular mycorrhizal fungi: evidence and insights for ecological studies. *Microbial ecology*, 81(2), 283-292. <https://doi.org/10.1007/s00248-020-01582-x>
- Pereira, C. M. R., da Silva, D. K. A., Goto, B. T., Rosendahl, S., & Maia, L. C. (2018). Management practices may lead to loss of arbuscular mycorrhizal fungal diversity in protected areas of the Brazilian Atlantic Forest. *Fungal Ecology*, 34, 50-58. <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2018.05.001>
- Pereira, C. M. R., López-García, Á., da Silva, D. K. A., Costa Maia, L., Guldberg Frøslev, T., Kjoller, R., & Rosendahl, S. (2020). Tropical forest type influences community assembly processes in arbuscular mycorrhizal fungi. *Journal of Biogeography*, 47(2), 434-444. <https://doi.org/10.1111/jbi.13739>

- Pereira, C. M. R., López-García, Á., Maia, L. C., Frøslev, T. G., Kjøller, R., & Rosendahl, S. (2022). Arbuscular mycorrhizal fungal communities of pristine rainforests and adjacent sugarcane fields recruit from different species pools. *Soil Biology and Biochemistry*, 167, 108585. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2022.108585>
- Peres, E. A., Pinto-da-Rocha, R., Lohmann, L. G., Michelangeli, F. A., Miyaki, C. Y., & Carnaval, A. C. (2020). Patterns of species and lineage diversity in the Atlantic Rainforest of Brazil. In *Neotropical diversification: patterns and processes* (pp. 415-447). Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-31167-4_16
- Rezende, C. L., Scarano, F. R., Assad, E. D., Joly, C. A., Metzger, J. P., Strassburg, B. B. N., ... & Mittermeier, R. A. (2018). From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. *Perspectives in ecology and conservation*, 16(4), 208-214. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.10.002>
- Ribeiro, M. C., Martensen, A. C., Metzger, J. P., Tabarelli, M., Scarano, F., & Fortin, M. J. (2011). The Brazilian Atlantic Forest: a shrinking biodiversity hotspot. In *Biodiversity hotspots* (pp. 405-434). Springer, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-642-20992-5_21
- Rodrigues, L. A., da Silva, D. K. A., & Yano-Melo, A. M. (2021). Arbuscular mycorrhizal fungal assemblages in conservation unit of Atlantic forest areas under native vegetation and natural regeneration. *Microbial ecology*, 82(1), 122-134. <https://doi.org/10.1007/s00248-020-01653-z>
- Stürmer, S. L., Bever, J. D., & Morton, J. B. (2018). Biogeography of arbuscular mycorrhizal fungi (Glomeromycota): a phylogenetic perspective on species distribution patterns. *Mycorrhiza*, 28(7), 587-603. <https://doi.org/10.1007/s00572-018-0864-6>
- Stürmer, S. L., & Kemmelmeier, K. (2021). The Glomeromycota in the neotropics. *Frontiers in microbiology*, 11, 553679. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2020.553679>
- Stürmer, S. L., Klauberger Filho, O., Queiroz, M. H. D., & Mendonça, M. M. D. (2006). Occurrence of arbuscular mycorrhizal fungi in soils of early stages of a secondary succession of Atlantic Forest in South Brazil. *Acta Botanica Brasilica*, 20, 513-521. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062006000300002>
- Tedersoo, L., Bahram, M., Põlme, S., Kõljalg, U., Yorou, N. S., Wijesundera, R., ... & Abarenkov, K. (2014). Global diversity and geography of soil fungi. *science*, 346(6213), 1256688. <https://doi.org/10.1126/science.1256688>
- Vályi, K., Mardhiah, U., Rillig, M. C., & Hempel, S. (2016). Community assembly and coexistence in communities of arbuscular mycorrhizal fungi. *The ISME journal*, 10(10), 2341-2351. <https://doi.org/10.1038/ismej.2016.46>
- Van der Heyde, M., Ohsowski, B., Abbott, L. K., & Hart, M. (2017). Arbuscular mycorrhizal fungus responses to disturbance are context-dependent. *Mycorrhiza*, 27(5), 431-440. <https://doi.org/10.1007/s00572-016-0759-3>
- Van der Gast, C. J., Gosling, P., Tiwari, B., & Bending, G. D. (2011). Spatial scaling of arbuscular mycorrhizal fungal diversity is affected by farming practice. *Environmental Microbiology*, 13(1), 241-249. <https://doi.org/10.1111/j.1462-2920.2010.02326.x>
- Vasar, M., Davison, J., Sepp, S. K., Mucina, L., Oja, J., Al-Quraishy, S., ... & Zobel, M. (2022a). Global soil microbiomes: A new frontline of biome-ecology research. *Global Ecology and Biogeography*, 31(6), 1120-1132. <https://doi.org/10.1111/geb.13487>
- Vasar, M., Davison, J., Sepp, S. K., Oja, J., Al-Quraishy, S., Bueno, C. G., ... & Zobel, M. (2022b). Global taxonomic and phylogenetic assembly of AM fungi. *Mycorrhiza*, 32(2), 135-144. <https://doi.org/10.1007/s00572-022-01072-7>
- Yang, H., Zang, Y., Yuan, Y., Tang, J., & Chen, X. (2012). Selectivity by host plants affects the distribution of arbuscular mycorrhizal fungi: evidence from ITS rDNA

- sequence metadata. *BMC evolutionary biology*, 12(1), 1-13. <https://doi.org/10.1186/1471-2148-12-50>
- Yang, H., Zhang, Q., Koide, R. T., Hoeksema, J. D., Tang, J., Bian, X., ... & Chen, X. (2017). Taxonomic resolution is a determinant of biodiversity effects in arbuscular mycorrhizal fungal communities. *Journal of Ecology*, 105(1), 219-228. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12655>
- Zangaro, W., Rostiola, L. V., de Souza, P. B., de Almeida Alves, R., Lescano, L. E. A. M., Rondina, A. B. L., ... & Carrenho, R. (2013). Root colonization and spore abundance of arbuscular mycorrhizal fungi in distinct successional stages from an Atlantic rainforest biome in southern Brazil. *Mycorrhiza*, 23(3), 221-233. <https://doi.org/10.1007/s00572-012-0464-9>
- Wang, F., Zhang, L., Zhou, J., Rengel, Z., George, T. S., & Feng, G. (2022). Exploring the secrets of hyphosphere of arbuscular mycorrhizal fungi: processes and ecological functions. *Plant and Soil*, 1-22. <https://doi.org/10.1007/s11104-022-05621-z>
- Wijayawardene, N. N., Hyde, K. D., Dai, D. Q., Sánchez-García, M., Goto, B. T., Saxena, R. K., ... & Thines, M. (2022). Outline of Fungi and fungus-like taxa–2021. *Mycosphere*, 13(1), 53-453. <https://doi.org/10.5943/mycosphere/13/1/2>

4.2. ARTIGO 2

Variações pluviométricas condicionam mudanças nas propriedades biológicas do solo em floresta tropical úmida sob regeneração espontânea

Joana Suassuna da Nóbrega Veras¹; Indra Elena Costa Escobar²; Vilma Maria dos Santos²; Renato Lúcio Mendes Alvarenga²; Leonor Costa Maia²

¹ PPG-Ciências Biológicas, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Brasil

² PPG-Biologia de Fungos, Departamento de Micologia, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Brasil

Resumo

A Mata Atlântica, considerada a segunda maior floresta tropical e um *hotspot* de biodiversidade, apresenta-se como uma paisagem altamente fragmentada em diferentes estágios florestais. A conversão da floresta madura em secundária pode levar à redução das atividades enzimáticas extracelulares no solo e da produção de proteínas do solo relacionadas à glomalina (PSRG). Estas propriedades biológicas estão envolvidas em diferentes ciclos biogeoquímicos do solo em áreas sob regeneração espontânea podem ser influenciadas por fatores ambientais locais (ex: pluviosidade, altitude e propriedades químicas e físicas do solo). Com intuito de entender essas relações na Mata Atlântica, analisamos a altitude e as propriedades biológicas (β -glicosidase, fosfatase ácida, arilsulfatase e PSRG), químicas e físicas do solo em áreas de floresta em estágio maduro e secundário em quatro coletas ao longo de um ano, na Reserva Biológica Pedra Talhada AL/PE. Nossos resultados sugerem que as variações pluviométricas intra-anuais são *drivers* do metabolismo microbiano em áreas sob regeneração espontânea na Mata Atlântica. Por outro lado, devido à heterogeneidade do habitat nesses estágios florestais, as características ambientais relacionadas ao solo e a altitude podem ter efeito indireto nas propriedades biológicas.

Introdução

O solo é uma ambiente heterogêneo que inclui uma ampla variedade de atributos abióticos como textura, pH, temperatura, entre outros fatores, que influenciam a distribuição da biota nesse sistema (Banerjee e Van Der Heijden, 2022; Fierer, 2017), e é considerada a mais diversa do mundo, composta principalmente por

microrganismos (bactérias, fungos e Arqueas) (Banerjee e Van Der Heijden, 2022; Fierer, 2017). O ecossistema edáfico conecta a biota acima e abaixo da superfície fornecendo diversos serviços ecossistêmicos associados à sustentabilidade ambiental e à saúde humana (Banerjee e Van Der Heijden, 2022; Lehmann et al., 2020).

Algumas propriedades do solo apresentam potencial de mensurar, de forma direta e indireta, a sua multifuncionalidade (Lehmann et al., 2020). As propriedades biológicas, como as enzimas extracelulares produzidas principalmente pelos microrganismos e as proteínas do solo relacionadas à glomalina (PSRG), glicoproteína produzida pelos fungos micorrízicos arbusculares (FMA), estão envolvidas em diferentes ciclos biogeoquímicos, sendo consideradas importantes indicadores da qualidade solo (Baldrian, 2009; Rillig et al., 2004). Além disso, as relações entre as propriedades biológicas e a carbono orgânico do solo indicam que a avaliação da atividade enzimática específica por unidade de carbono orgânico do solo (COS) também podem ser úteis em detectar mudanças no ambiente do solo (Baldrian, 2009; Rillig et al., 2004).

A Mata Atlântica, considerada a segunda maior floresta tropical do continente americano (Marques et al., 2021) é um *hotspot* da biodiversidade mundial (Myers et al., 2000), e apresenta-se como uma paisagem altamente fragmentada em diferentes estágios de regeneração. A conversão de áreas naturais em floresta secundária na Mata Atlântica pode levar à redução da atividade microbiana do solo (De Souza et al., 2012), incluindo a dos FMA, representada pelas PSRG (Nogueira et al., 2016). Geralmente, os solos de ambientes naturais tendem a apresentar maior atividade enzimática do que os de solos em ambientes em regeneração, mas os efeitos das características ambientais locais podem ser mais significativos do que o tempo de regeneração (Smith et al., 2015). Devido à variabilidade ambiental das florestas tropicais e por serem ainda pouco compreendidos as mudanças decorrentes após o processo de regeneração espontânea, principalmente sobre o sistema edáfico, dificultam a capacidade de prever seus efeitos (Flores et al., 2020).

Considerando as evidências de que, além do tipo de manejo, as enzimas extracelulares e as PSRG são sensíveis a diversos fatores ambientais, como a sazonalidade (Smith et al., 2015) e a altitude (Bayranvand et al., 2021) e parâmetros importantes do solo, como pH e teor de argila, testamos as hipóteses de que as atividades enzimáticas potenciais e específicas da β -glicosidase, fosfatase ácida e arilsulfatase e a produção de PSRG (i) são influenciados pelas variações

pluviométricas e pelas propriedades químicas e físicas do solo; ii) na Mata Atlântica, diferem entre os estágios florestais, sendo maiores em floresta madura quando comparada à secundária. Para testar, essas hipóteses avaliamos o efeito da regeneração espontânea e de características ambientais (precipitação e altitude) nas propriedades biológicas do solo em floresta madura e secundária.

Materiais e Métodos

Área de estudo e amostragem

A Reserva Biológica de Pedra Talhada (RBPT) foi criada em 1989 e é classificada como uma unidade de Proteção Integral, ocupando uma área de 4.469 ha que se distribui nos municípios de Quebrangulo e Chã Preta, em Alagoas, e Lagoa do Ouro e Correntes, em Pernambuco, Nordeste do Brasil (36°22'W a 36°28'W, 9°11'S a 9°16'S). Essa Reserva se encontra inserida no domínio Mata Atlântica, situa-se na transição entre as fitofisionomias de Floresta Estacional e de Caatinga e constitui um dos principais remanescentes florestais do Nordeste do Brasil.

As espécies vegetais mais abundantes nesse ambiente são *Thyrsodium spruceanum* Benth., Anacardiaceae (Camboatã-de-leite), *Handroanthus ochraceus* (Cham.) Mattos, Bignoniaceae (Pau-d'arco) e *Stryphnodendron pulcherrimum* (Willd.) Hochr, Fabaceae (Favinha). A altitude varia de 459 a 883 m, sendo essa variação altitudinal um fator importante que condicionou a exploração massiva da vegetação e o desmatamento (Nusbaumer et al., 2015). O clima na área é tropical chuvoso, classificado como As', segundo Köppen. A RBPT apresenta duas estações: seca, de setembro a fevereiro, e chuvosa, entre os meses de março a agosto (Tscharner et al., 2015). A precipitação anual é de aproximadamente 1.628 mm com temperaturas que variam de 22 a 25°C. Os principais tipos de solo encontrados na RBPT são Podzólicos vermelho-amarelo, Planossolos, Regossolos e Litólicos (Tscharner et al., 2015).

Segundo o plano de manejo, a RBPT é dividida em cinco categorias de zoneamento: intangível, primitiva, de recuperação, de uso especial e de uso extensivo. O zoneamento das Unidades de Conservação é instituído pela lei nº11.622/98 a partir de dados quali-quantitativos do grau de preservação da vegetação e da variabilidade ambiental, da suscetibilidade ambiental, da riqueza de espécies, entre outros, segundo o Roteiro Metodológico de Planejamento: Parque Nacional, Reserva Biológica e Estação Ecológica (Galante et al., 2002).

Para este estudo, foram selecionadas duas zonas - classificadas neste estudo como estágio florestal - sendo uma primitiva (Floresta Madura - FM), que apresenta mínima intervenção humana, e outra na zona de Recuperação (Floresta Secundária - FS), que foi explorada por atividades antrópicas como agricultura, caça, criação de caprinos e bovinos, e que se encontra em processo de regeneração espontânea desde 1985.

Foram realizadas quatro coletas seguindo as variações temporais de precipitação no período de um ano: C1 (chuvoso 1) – julho/2018 (78,55 mm), C2 (seco) – fevereiro/ 2019 (49,5 mm), C3 (intermediário) – maio/2019 (52,85 mm) e C4 (chuvoso 2) – julho/2019 (169,75 mm) (Figura 1). Embora tenha sido registrado pequena variação pluviométrica entre C2 e C3, fevereiro é inserido na estação seca, enquanto maio é tradicionalmente incluído na estação chuvosa. Dessa forma, convencionamos chamar a C2 de “seco” e a C3 de “intermediário”. As médias pluviométricas foram estabelecidas calculando-se a média de precipitação do mês anterior e do mês de coleta. Os dados foram fornecidos pela Secretaria do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos (SEMARH) de Alagoas.

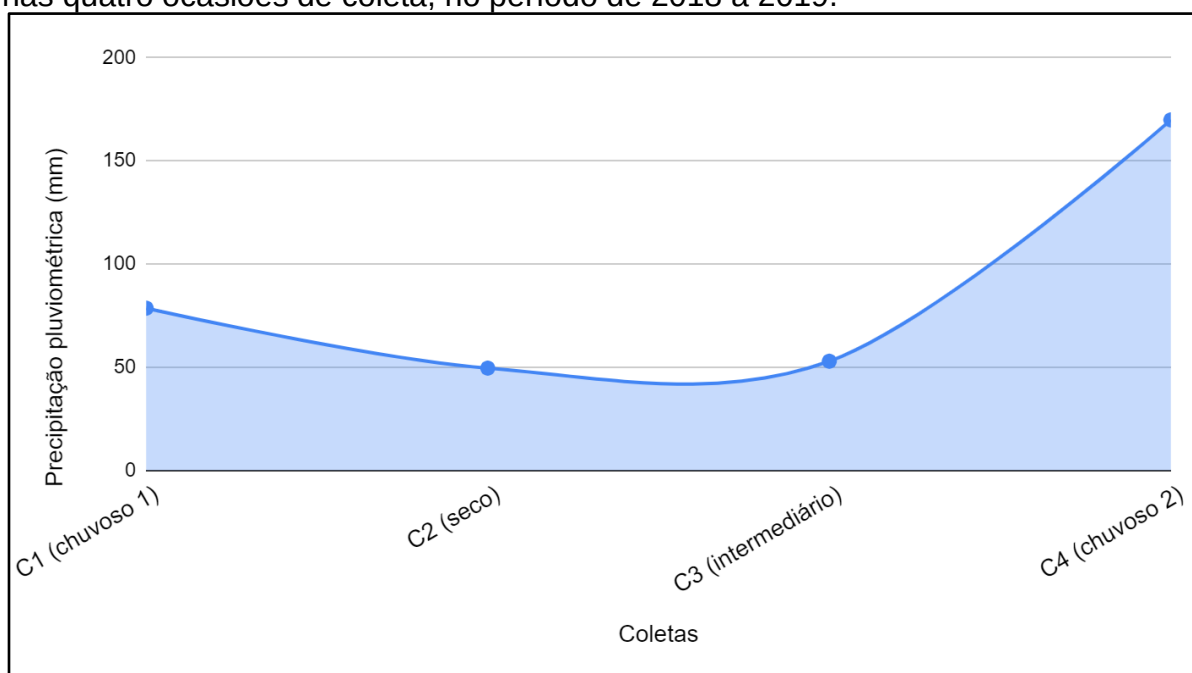
Em cada estágio da floresta (madura - FM e secundária - FS) foram delimitadas três subáreas distantes pelo menos 1 km entre si. Em cada subárea foram estabelecidos cinco *grids* de 20x20m separados por aproximadamente 40 m. Em cada grid foram coletadas três amostras simples de solo na profundidade de 0-10 cm. Para cada grid foram registrados a localização geográfica e a altitude, com auxílio de GPS (Tabela 1).

Parte das amostras coletadas foi encaminhada para o Instituto Agrônomo de Pernambuco (IPA) e para o Laboratório Fullin® (Laboratório de Análise Agronômica, Ambiental e Preparo de Soluções Químicas), para análises físicas e químicas, e a outra foi armazenada a 4°C para as análises microbiológicas no Laboratório de Micorrizas, Universidade Federal de Pernambuco.

Tabela 1. Dados de altitude nos estágios e subárea de estudo, na Reserva Biológica Pedra Talhada.

Estágios Florestais	Subáreas	Altitude (m)
Madura	M1	739,8
	M2	690,6
	M3	870,8
Secundária	S1	619,2
	S2	589,2
	S3	534,8

Figura 1. Média pluviométrica registrada na Reserva Biológica Pedra Talhada, nas quatro ocasiões de coleta, no período de 2018 a 2019.



Análises físicas e químicas do solo

A quantidade de matéria orgânica foi medida por meio da oxidação de CO_2 por íons dicromato de sódio ($\text{Na}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) em meio contendo ácido sulfúrico (H_2SO_4), sendo quantificada por colorimetria (De Andrade et al., 2001). O carbono orgânico do solo foi calculado a partir do teor de matéria orgânica usando o fator de conversão 1,724. As demais análises químicas e físicas foram baseadas nas metodologias propostas por Teixeira et al. (2017). O pH do solo foi medido na suspensão de solo e água na proporção de 1:2,5. Os cátions trocáveis (Al^{3+} , Ca^{2+} e Mg^{2+}) foram determinados utilizando-se solução extratora de cloreto de potássio (KCl) 1 M.

Os teores de fósforo, de potássio e de sódio foram medidos após extração com solução extratora Mehlich-1. O fósforo foi determinado por espectrofotometria de

acordo com a intensidade da cor do complexo fosfomolibdico produzido pela redução do molibdato com o ácido ascórbico. O potássio trocável (K) e o sódio (Na) foram quantificados em fotômetro de chama. A acidez potencial (H+Al) foi medida a partir da extração do hidrogênio e do alumínio pelo acetato de cálcio. Também foram calculados os valores de capacidade de troca catiônica (CTC), soma (SB), saturação por bases (V) e índice de saturação por alumínio trocável (m).

A soma de bases (SB) foi obtida a partir dos teores de cálcio (Ca), magnésio (Mg), potássio (K) e sódio (Na). A capacidade de troca catiônica efetiva (pH: 7,0), que corresponde à SB mais a acidez potencial (H+Al), foi obtida de acordo com a seguinte expressão: $CTC = SB + H^+ + Al^{3+}$. O valor de saturação por bases (V%) foi calculado como: $V = 100 \cdot SB / CTC$. O m, ou saturação por Al^{3+} , foi calculado pela expressão: $m = 100 \cdot Al^{3+} / S + Al^{3+}$.

As propriedades físicas do solo, densidade aparente e relativa, teor de areia grossa e fina, silte, argila, grau de flocculação e umidade residual foram determinadas a partir de amostras de solo secas ao ar, destorroadas e passadas em peneira de malha de 2 mm (Claessen et al., 1997).

Propriedades biológicas

Atividade enzimática extracelular do solo

As atividades da β -glicosidase, arilsulfatase e fosfatase ácida foram quantificadas a partir da determinação colorimétrica em espectrofotômetro a 400 nm. Cada enzima foi incubada por 1h a 37°C com substratos específicos em soluções tamponadas (1 ml). Para a β -glicosidase foi utilizado como substrato o *p*-nitrofenil- β -D-glucosídeo (25 mM), para a arilsulfatase foi usado *p*-nitrofenil-sulfato (0,05 M) e para a fosfatase ácida foi utilizado o *p*-nitrofenil-fosfato (0,05 M) como substrato (Tabatabai & Bremmer, 1969).

Atividade enzimática extracelular específica e atividade específica média por unidade de carbono orgânico do solo (COS)

As atividades específicas da β -glicosidase, arilsulfatase e fosfatase ácida foram calculadas por unidade de carbono orgânico do solo (COS) (Trasar-Cepeda, 2008). A atividade enzimática específica média foi calculada como a média das atividades enzimáticas específicas da β -glicosidase + arilsulfatase + fosfatase ácida/3. As atividades enzimáticas específicas foram expressas em $mg \text{ p-nitrofenol } g^{-1} \text{ SOC } h^{-1}$.

Proteínas do solo relacionada à glomalina

As frações de proteínas do solo relacionadas à glomalina foram determinadas de acordo com o método de Wright e Upadhyaya (1998). A fração facilmente extraível (GFE) foi obtida a partir da extração com citrato de sódio 20 mM; pH 7, após um ciclo de autoclavagem (121°C/30 minutos), enquanto a fração total (GT) foi extraída com citrato de sódio 50 mM e pH 8,0 em sucessivos ciclos de autoclavagem (121°C/1h). As duas frações foram quantificadas pelo método de Bradford (1976), em espectrofotômetro (595 nm). Os dados foram expressos em mg glomalina g⁻¹ solo.

Análise de dados

Análises Univariadas

Análises de variância (ANOVA) foram utilizadas para avaliar as diferenças nas propriedades químicas, físicas e biológicas do solo entre os estágios florestais, sendo as propriedades biológicas analisadas também em função das coletas. Para todas as propriedades do solo foi verificada a normalidade dos dados. As propriedades químicas e físicas foram analisadas pelo teste T e as biológicas pelo teste de *Kruskal-Wallis*, considerando $p < 0,05$ no Statistica 8.0 (Weiß, 2007).

Análise de correlação

A análise de correlação de Pearson foi utilizada para avaliar a relação entre as variáveis ambientais e as propriedades do solo (químicas, físicas e biológicas). As correlações significativas ($p < 0,05$) foram consideradas a partir de um $r \geq 0,40$. Os valores de significância de cada correção foram calculados utilizando-se o Statistica 8.0 (Weiß, 2007).

Análises multivariadas

Técnicas de análise multivariada foram usadas para avaliar os efeitos do estágio de regeneração florestal (Madura e Secundária) e da variação pluviométrica intra-anual (C1, C2, C3 e C4) nas propriedades químicas, físicas e microbiológicas do solo. As dissimilaridades foram representadas graficamente pela técnica de ordenação de NMS (*Non-Metric Multidimensional Scaling*), utilizando-se a medida de distância de Sorensen (Sokal, 1979; McCune & Grace, 2002).

A técnica de *Multi-Response Permutation Procedures* (MRPP) foi usada para testar a diferença entre grupos de amostras em relação ao estágio florestal (madura

e secundária) e a variação pluviométrica intra-anual (C1, C2, C3 e C4), utilizando as propriedades do solo (químicas, físicas e biológicas). As análises de NMS e MRPP foram realizadas considerando cada coleta individualmente ($n=90$) e todos os períodos de coleta conjuntamente ($n=360$). Para essas análises, a altitude e a pluviosidade foram consideradas como variáveis apenas na correlação dos eixos. Desse modo, para a distribuição espacial dos dados (gráficos NMS) foram consideradas apenas as propriedades biológicas ou químicas e físicas do solo.

Para a análise dos dados considerando as propriedades químicas e físicas do solo, as matrizes de ordenação primária foram compostas de pH, fósforo, cálcio, magnésio, sódio, potássio, alumínio, soma e saturação de base, saturação por alumínio, acidez potencial, capacidade de troca catiônica, densidade aparente e relativa, areia grossa e fina, silte, argila, grau de floculação, umidade residual, carbono orgânico do solo. Para as análises considerando os dados biológicos, as matrizes foram compostas pela atividade enzimática extracelular (β -glicosidase, arilsulfatase e fosfatase ácida) potencial, específica e média por unidade de COS e pelas frações das PSRG (total e facilmente extraível). As matrizes de ordenação secundária foram compostas por todas as variáveis físicas, químicas e biológicas do solo, além de pluviosidade e altitude. As matrizes de ordenação principal foram relativizadas para eliminar as diferenças nas unidades das variáveis, empregando-se a distância de Sorensen com 999 permutações (Sokal, 1979; McCune & Grace, 2002).

As variações nas propriedades físicas e químicas e nas propriedades microbiológicas entre os estágios da floresta de todas as coletas e dentro de cada período de coleta foram caracterizadas pelos coeficientes de correlação de Pearson (r) entre as propriedades físicas, químicas e biológicas avaliadas e os eixos da ordenação NMS. Diferenças estatísticas entre os estágios de regeneração da floresta em relação às propriedades químicas, físicas e biológicas do solo foram atribuídas utilizando-se o procedimento de permutação multi-resposta (MRPP), baseado na distância de Sørensen ($p<0,05$).

Todos os testes multivariados foram feitos utilizando o programa estatístico PC-ORD versão 6.0 (McCune & Mefford, 2011). Para as análises de MRPP, os valores de ($p<0,05$) foram ajustados pela correção de Bonferroni com base no número de combinações pareadas.

Resultados

Em geral, os solos da floresta madura e da secundária são predominantemente ácidos ($\text{pH} < 5,0$), distróficos ($V < 50\%$) e apresentam baixa concentração de fósforo (5 a 6 mg/dm^3) (Material Suplementar 1). Na floresta secundária observou-se maiores valores de fósforo ($6,87 \text{ mg/dm}^3$), cálcio ($2,7 \text{ cmolc/dm}^3$), magnésio ($1,55 \text{ cmolc/dm}^3$), potássio ($0,30 \text{ cmolc/dm}^3$), soma de bases ($4,63 \text{ cmolc/dm}^3$), densidade aparente ($1,09 \text{ cmolc/dm}^3$) e saturação por bases (32,2%) em comparação com a floresta madura. Por outro lado, na floresta madura observou-se maior conteúdo de alumínio, hidrogênio, carbono orgânico do solo, acidez potencial e saturação por alumínio. O sódio, a capacidade de troca catiônica, a argila, a densidade relativa e o grau de floculação, não diferiram entre os estágios florestais (Material Suplementar 1).

Nos dois estágios florestais, os solos apresentam textura franca, sendo caracterizados como franco-argilosos, franco-arenosos e franco argiloso-arenosos. Maiores teores de areia grossa (43,5%) e de umidade foram observados na floresta madura quando comparada à secundária. Por outro lado, maiores teores de areia fina e de silte foram observados na floresta secundária (Material Suplementar 1).

Levando-se em consideração as variáveis ambientais (pluviosidade e altitude), foi possível observar diferença entre os estágios florestais apenas para a altitude, com maiores valores para a floresta madura (767 m) quando comparados à secundária (581 m) (Material Suplementar 1). Para a pluviosidade, as diferenças foram observadas apenas entre as coletas.

Em relação às propriedades biológicas do solo, a fosfatase ácida e a arilsulfatase (potencial e específica) foram maiores na floresta madura em comparação com a floresta secundária. As demais atividades enzimáticas e as frações de proteínas do solo relacionadas à glomalina não diferiram entre os estágios florestais (Material Suplementar 1).

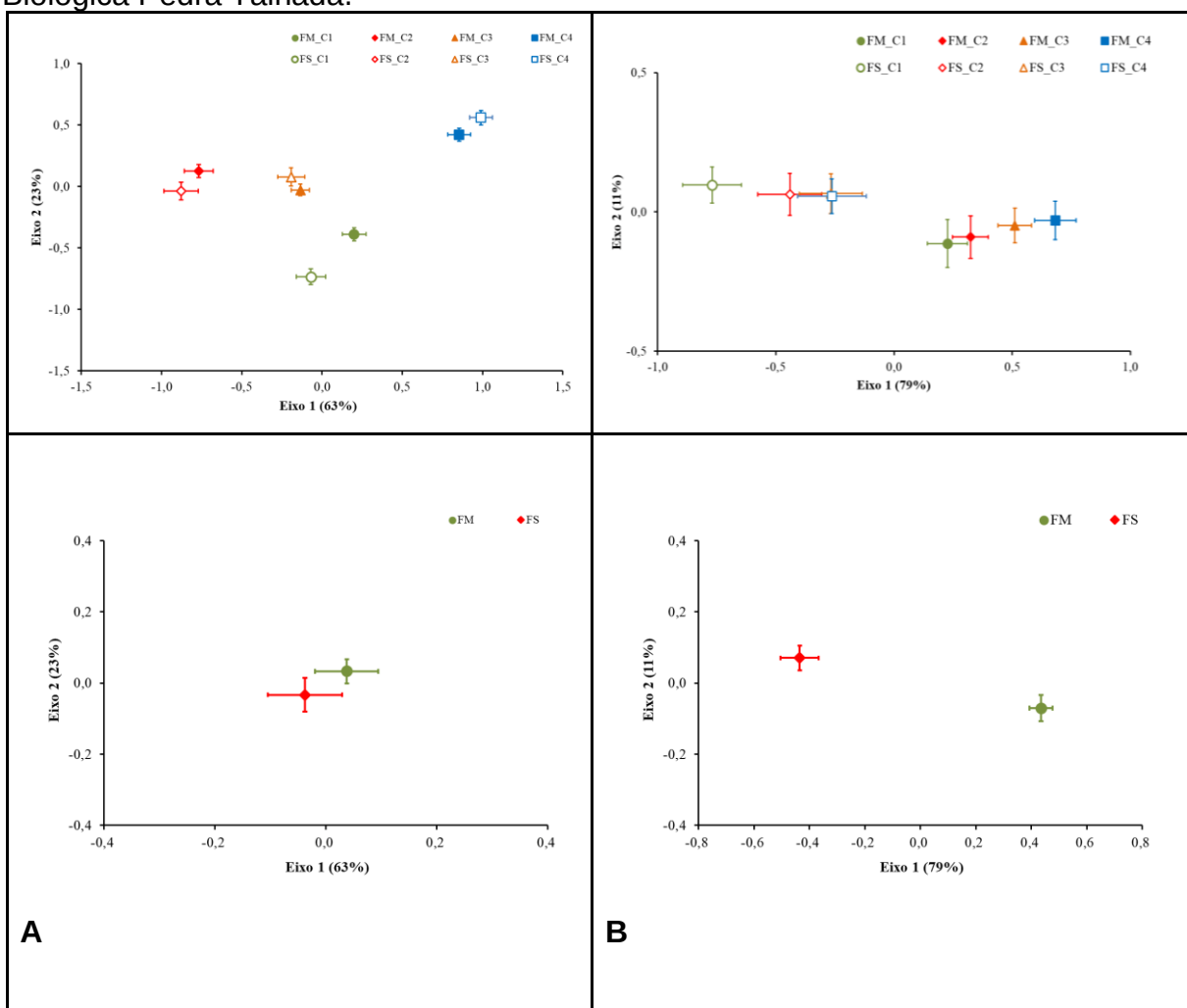
As ordenações geradas para os estágios florestais, a partir das propriedades físicas e químicas do solo e das propriedades biológicas, explicaram 90% e 86% da variabilidade total dos dados, respectivamente (Figura 2). Para as propriedades físicas e químicas, 79% da variação foi explicada ao longo do eixo 1 e 11% no eixo 2. Para a ordenação baseada nas propriedades biológicas, 63% e 23% da variabilidade foram distribuídas entre os eixos 1 e 2, respectivamente (Figura 2).

Apesar das diferenças observadas entre a floresta madura e a secundária tanto em relação às propriedades biológicas quanto às físicas e químicas do solo (MRPP - $p < 0,05$), no gráfico NMS foi possível observar uma separação mais clara

entre os estágios florestais para as propriedades físicas e químicas do que para as propriedades biológicas (Figura 2).

Diferenças significativas em virtude da variação pluviométrica intra-anual foram observadas para todos os períodos de coleta considerando as propriedades biológicas, físicas e químicas do solo, de acordo com a análise de MRPP ($p < 0,003$). A partir do gráfico NMS das propriedades biológicas do solo foi observado que, mesmo apresentando diferenças, a coleta 1 (chuvosa 1 - 78,55 mm) e a coleta 4 (chuvosa 2 - 169,75 mm) ficaram direcionadas para o mesmo lado ao longo do eixo 1, observando-se um gradiente de precipitação do mais seco para o mais chuvoso, o que não foi observado em relação às propriedades físicas e químicas (Figura 2).

Figura 2. NMS dos estágios florestais (madura e secundária) para as propriedades biológicas (A) e para as propriedades físicas e químicas do solo (B), na Reserva Biológica Pedra Talhada.



Em relação às correlações das variáveis com os eixos da ordenação NMS realizada com propriedades biológicas do solo, observou-se que a pluviosidade, as atividades enzimáticas potencial e específica da β -glicosidase e da arilsulfatase, a atividade da fosfatase, a atividade enzimática média específica e as frações das PSRG facilmente extraível e total foram positivamente correlacionadas com os dois eixos da ordenação ($p < 0,05$) em direção aos estágios florestais nas coletas em períodos de maior pluviosidade (Tabela 2).

A ordenação NMS gerada a partir das propriedades físicas e químicas do solo, demonstrou que o alumínio, o hidrogênio, a saturação por alumínio, acidez potencial foram correlacionados positivamente ao eixo 1, enquanto o pH, cálcio, magnésio, potássio, soma e saturação de bases foram negativamente correlacionados ao eixo 1. Argila e magnésio foram correlacionados positivamente ao eixo 2, enquanto, o pH, soma de bases, saturação por alumínio, areia fina e grau de floculação foram negativamente ao eixo 2 (Tabela 2). Foi possível observar que as correlações positivas com o eixo 1 e negativas com o eixo 2 estão direcionadas à floresta madura, independente da coleta (Tabela 2).

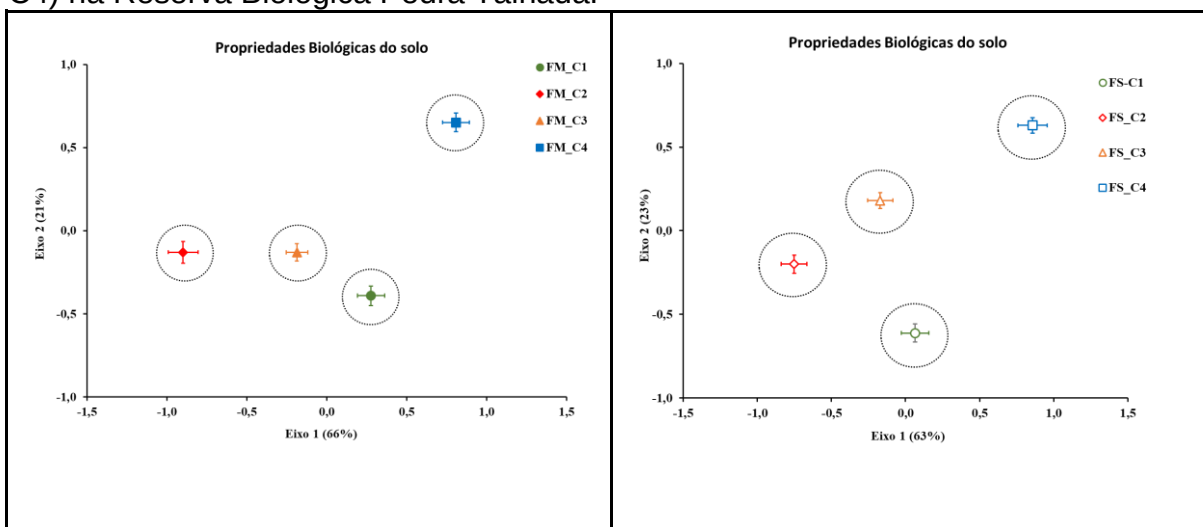
Tabela 2. Relações dos eixos 1 e 2 na NMS das propriedades biológicas entre as coletas e entre os estágios florestais, na Reserva Biológica Pedra Talhada.

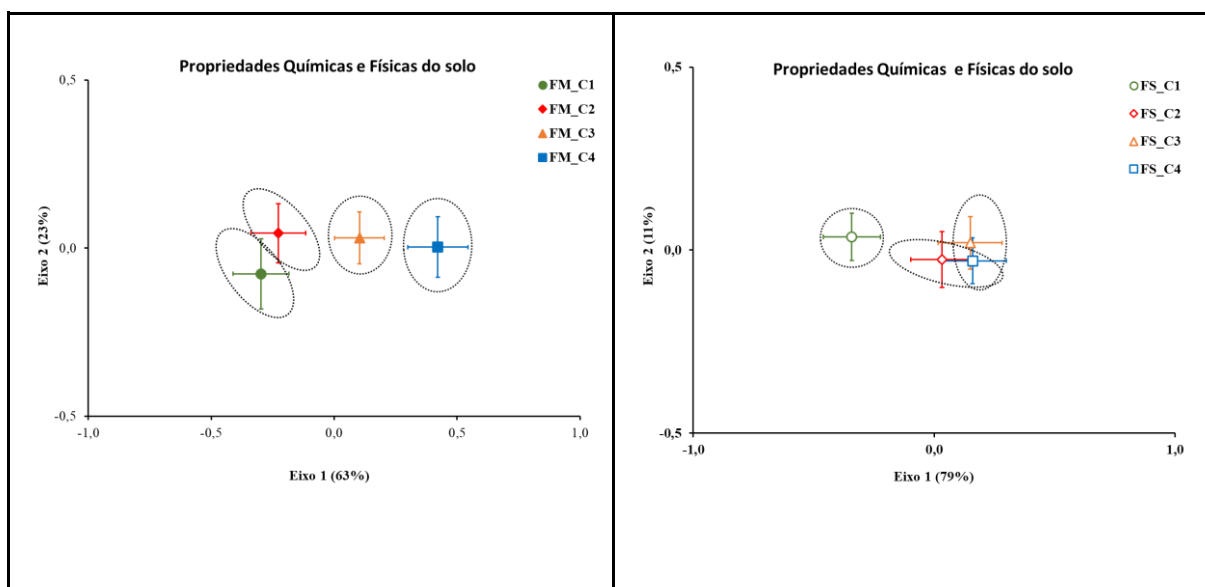
Propriedades biológicas			Propriedades físicas e químicas		
Variáveis	Eixo 1	Eixo 2	Variáveis	Eixo 1	Eixo 2
Pluviosidade	0,67	0,59	pH	-0,80	-0,82
Beta	0,63	0,49	Cálcio	-0,87	ns
Aril	0,66	0,44	Magnésio	-0,77	0,45
GFE	0,61	ns	Potássio	-0,56	ns
GT	0,61	0,40	Soma de bases	-0,94	-0,52
FOS/COS	0,50	ns	Alumínio	0,87	ns
Beta/COS	0,73	0,59	Hidrogênio	0,47	ns
ARIL/COS	0,75	0,53	Acidez Potencial	0,60	-0,47
AEM	0,81	0,63	Saturação por bases	-0,94	ns
			Saturação por alumínio	0,92	ns
			Areia Fina	ns	-0,48
			Argila	ns	0,82
			Grau de Floculação	ns	-0,87

Beta: β -glicosidase, Aril: arilsulfatase, GFF: proteínas do solo relacionada à glomalina facilmente extraível, GT: proteínas do solo relacionadas à glomalina total, Beta/COS: β -glicosidase específica por unidade de carbono orgânico do solo, ARIL/COS: arilsulfatase específica por unidade de carbono orgânico do solo, FOS/COS: fosfatase ácida específica por unidade de carbono orgânico do solo e AEM: atividade enzimática média específica por unidade de carbono orgânico do solo.

Analisando o NMS das propriedades biológicas do solo separadamente entre os estágios florestais, observou-se comportamento similar entre a floresta madura e a secundária, seguindo as variações temporais de precipitação no período de um ano. Entretanto, essa similaridade não foi observada para as propriedades físicas e químicas do solo, que foram diferentes entre si, apenas na floresta madura. Na floresta secundária, em relação às propriedades químicas e físicas, apenas a C1 se diferenciou de todas as outras, não sendo observadas diferenças entre a coleta C4 (maior pluviosidade) e as coletas C2 e C3 (menores pluviosidades) (Figura 3).

Figura 3. NMS dos estágios florestais (FM - madura e FS - secundária) para as propriedades biológicas, físicas e químicas do solo nas quatro coletas (C1, C2, C3 e C4) na Reserva Biológica Pedra Talhada.





Observa-se nos gráficos NMS (Figura 3), a partir dos círculos, diferenças significativas entre os estágios maduro e secundário ao longo das variações pluviométricas intra-anual, considerando as propriedades biológicas do solo (MRPP - $p < 0,008$). Essas diferenças estão correlacionadas, principalmente, às maiores atividades da fosfatase potencial e específica por unidade de COS, da AEM e da β -glicosidase nos períodos de coleta C1 e C4, nos quais se registrou as maiores precipitações pluviométricas (78,55 e 169,75 mm, respectivamente). Em relação às frações das PSRG (facilmente extraível e total) os maiores valores foram observados apenas na coleta mais chuvosa (C4 - 169,75 mm) (Tabela 3).

Tabela 3. Análise de Variância (ANOVA) das propriedades biológicas do solo entre as variações pluviométricas nos períodos de coleta, na Reserva Biológica Pedra Talhada.

Coleta	Propriedades biológicas								
	FOS	FOS/ COS	BETA	BETA/ COS	ARIL	ARIL/ COS	GFE	GT	AEM
C1 (Chuvoso 1)	1087,9a	0,04a	519,8a	0,02a	615,1b	0,02a	0,09b	0,17b	0,03a
C2 (Seco)	954,8b	0,03b	237,5b	0,009b	539,3b	0,02a	0,09b	0,15b	0,02b
C3 (Intermediário)	993,3b	0,03b	342,9b	0,01a	756,1a	0,02a	0,09b	0,19b	0,02b
C4 (Chuvoso 2)	1082,7a	0,04a	429,0a	0,01a	809,0a	0,03a	0,29a	0,51a	0,03a

Médias seguidas pela mesma letra, na coluna, não diferem pelo Teste de Tukey a 5% de probabilidade. FOS: fosfatase ácida; FOS/COS: fosfatase ácida específica por unidade de carbono orgânico do solo, BETA: β -glicosidase, BETA/COS: β -glicosidase específica por unidade de carbono orgânico do solo, ARIL: arilsulfatase, ARIL/COS:

arilsulfatase específica por unidade de carbono orgânico do solo, GFF: proteínas do solo relacionadas à glomalina facilmente extraível, GT: proteínas do solo relacionadas à glomalina total e AEM: atividade enzimática média específica por unidade de carbono orgânico do solo.

A matriz de correlação simples de Pearson mostrou associação entre as atividades biológicas, físicas e químicas do solo e as variáveis ambientais. No entanto, com exceção do carbono orgânico do solo, as propriedades físicas e químicas e as variáveis ambientais (pluviosidade e altitude), assim como as propriedades biológicas, foram mais fortemente correlacionadas entre si do que entre elas ($r \geq 0,40$; $p < 0,05$) (Material Suplementar 2).

A pluviosidade foi negativamente correlacionada com o sódio ($r = -0,49$), o potássio ($r = -0,40$) e o alumínio ($r = -0,42$), mas positivamente correlacionada com a β -glicosidase potencial ($r = 0,55$) e específica por unidade de COS ($r = 0,59$). A umidade residual do solo foi negativamente correlacionada apenas com as densidades aparente ($r = -0,52$) e relativa ($r = -0,47$). A altitude foi negativamente correlacionada com o magnésio ($r = -0,45$), o potássio ($r = -0,42$) e a saturação por bases ($r = -0,43$), sendo positivamente correlacionada com o hidrogênio ($r = 0,47$), a acidez potencial ($r = 0,46$) e a fosfatase ácida potencial ($r = 0,42$). O carbono orgânico do solo foi negativamente correlacionado com as enzimas específicas por unidade de COS: fosfatase ($r = -0,72$) e arilsulfatase ($r = -0,42$) e com a atividade enzimática média ($r = -0,62$), sendo positivamente correlacionada com a capacidade de troca catiônica ($r = 0,51$) (Material Suplementar 2).

A acidez potencial foi negativamente correlacionada com o pH ($r = -0,66$), o magnésio ($r = -0,42$) e a capacidade de troca catiônica ($r = -0,65$), a soma ($r = -0,44$) e saturação por bases ($r = -0,74$), sendo positivamente correlacionada com a altitude ($r = 0,46$), o alumínio ($r = 0,61$), o hidrogênio ($r = 0,98$) e a saturação de alumínio no solo ($r = 0,52$) (Material Suplementar 2).

A fosfatase ácida potencial foi positivamente correlacionada com a altitude ($r = 0,42$), a fosfatase ácida específica ($r = 0,52$) e a atividade enzimática média ($r = 0,40$) por unidade de COS. A fosfatase ácida específica por unidade de COS foi positivamente correlacionada com as enzimas extracelulares: fosfatase ácida ($r = 0,52$), arilsulfatase específica ($r = 0,52$), β -glicosidase média específica ($r = 0,83$) por unidade de COS, sendo negativamente correlacionada com o carbono orgânico do solo ($r = -0,72$).

A β -glicosidase potencial, além da pluviosidade ($r=0,55$) foi positivamente correlacionada com a β -glicosidase específica ($r=0,84$). Por outro lado, a β -glicosidase específica por unidade de COS, foi positivamente correlacionada com a pluviosidade ($r=0,59$), a fosfatase específica ($r=0,84$) e com a atividade enzimática média específica por unidade de COS ($r=0,68$) (Material Suplementar 2).

A arilsulfatase potencial foi positivamente correlacionada com a arilsulfatase específica por unidade de COS ($r=0,79$), com a fosfatase ácida potencial ($r=0,34$) e com β -glicosidase potencial ($r=0,33$). A arilsulfatase específica por unidade de COS foi positivamente correlacionada com a arilsulfatase potencial ($r=0,79$), com a fosfatase específica ($r=0,52$) e com a β -glicosidase específica ($r=0,41$) por unidade de COS, sendo negativamente correlacionada com o carbono orgânico do solo ($r=-0,42$). A atividade enzimática média específica por unidade de COS foi positivamente correlacionada com a fosfatase ácida potencial ($r=0,40$) e específica ($r=0,80$), a β -glicosidase específica ($r=0,68$) e a arilsulfatase potencial ($r=0,49$) e específica ($r=0,83$) por unidade de COS (Material Suplementar 2).

As frações das PSRG facilmente extraível e total só foram relacionadas fortemente e positivamente entre si ($r=0,90$). Apesar de significativas ($p<0,05$), as correlações entre os atributos do solo e a relação entre a PSRG facilmente extraível e total foram muito baixas ($r<0,40$) (Material Suplementar 2).

Discussão

Nossos resultados fornecem evidências de que a variação pluviométrica intra-anual promove diferenças nas propriedades biológicas tanto no estágio florestal maduro, quanto secundário. No entanto, a maior responsividade das propriedades biológicas às variações pluviométricas associadas às condições heterogêneas, espacialmente estruturadas na Mata Atlântica e observadas nas florestas madura e secundária, possivelmente mascaram o efeito da regeneração no funcionamento microbiano.

As variações pluviométricas influenciam significativamente o metabolismo microbiano, principalmente após eventos de chuva (Zeglin et al., 2013). Weintraub et al. (2013) observaram que as atividades enzimáticas extracelulares respondem à precipitação, mesmo em florestas tropicais bastante úmidas. Esses autores também observaram que além da precipitação, a variação espacial de outros fatores, como a

qualidade e a quantidade de serapilheira e a topografia podem regular o metabolismo microbiano.

Na área de estudo, a floresta madura está localizada em altitudes mais elevadas, quando comparada às florestas secundárias. A altitude e as variações pluviométricas intra-anual interferem na dinâmica química e física do solo, de modo que, diferenças nas propriedades biológicas podem ser atribuídas, em parte, aos processos de lixiviação de íons mais solúveis (ex.: Mg, Ca, K e Na) e, consequentemente, predominância de íons de alumínio, hidrogênio e da acidez potencial na floresta madura. Os resultados observados neste estudo são consistentes com a hipótese de que o metabolismo microbiano em florestas montanhosas, é regulado pela precipitação e indiretamente pelas propriedades químicas e físicas do solo (Ren et al., 2021).

Relação inversa entre as atividades enzimáticas específicas da fosfatase e arilsulfatase, além da atividade enzimática média com o carbono orgânico do solo observado neste estudo, apesar do efeito sinérgico carbono orgânico e as atividades enzimáticas extracelulares específicas observado anteriormente em florestas úmidas (Weintraub et al., 2013). Esta relação, pode indicar uma maior quantidade de carbono estocado no solo e uma saturação na capacidade de decomposição enzimática por unidade de carbono, como observado por Xiao et al. (2021). Também parece provável que propriedades do solo como a acidez, a quantidade e a qualidade da matéria orgânica, combinados à precipitação contribuem para o desprendimento de alumínio das partículas de argila e promovem a remobilização da matéria orgânica dos horizontes superficiais aos mais profundos do solo (Tscharner et al., 2015, Bardy et al., 2007) ficando o carbono orgânico do solo menos disponível à degradação microbiana.

A fosfatase tem sua ação com base na acidez do solo, sendo a fosfatase ácida predominante em solos ácidos (Acosta-Martínez & Tabatabai, 2011), como os deste estudo. Apesar da floresta madura apresentar menor conteúdo de fósforo (P), Xu et al. (2020) observaram que em zonas úmidas e montanhosas, com solos ácidos, a precipitação estimula a dissolução do P e o aumento da atividade da fosfatase ácida, em virtude de maior limitação de P no solo. Esses processos podem explicar a maior concentração de fosfatase ácida na floresta madura e uma relação positiva dessa enzima com a altitude. Como a acidez do solo influencia a biodisponibilidade de vários nutrientes, incluindo o fósforo (Hou et al., 2018), que é elemento limitado em florestas

tropicais (Hou et al., 2020), é possível sugerir que a alta atividade da fosfatase ácida pode ser um indicativo da circulação de fósforo entre o sistema solo-planta.

A arilsulfatase (potencial e específica) foi mais responsiva aos diferentes estágios florestais, com maiores valores na floresta madura quando comparados aos da floresta secundária. Corroborando nossos resultados, estudos em solos brasileiros também registraram maior atividade da arilsulfatase em floresta madura (Balota et al., 2014). Essa enzima extracelular é considerada uma das mais sensíveis às mudanças de manejo, uma vez que essas mudanças podem prejudicar a mineralização do enxofre reduzindo sua atividade no solo (Balota et al., 2014).

Mudanças nas propriedades biológicas nem sempre são reflexo das propriedades químicas e físicas do solo. Outras propriedades, não analisadas neste estudo, como a diversidade vegetal, também podem influenciar o metabolismo microbiano (Weintraub et al., 2013). Microrganismos do solo, como os fungos micorrízicos arbusculares que são simbioses obrigatórios, desempenham papel significativo na transferência de carbono via incorporação na biomassa fúngica e na produção das PSRG (Rillig et al., 2004). A influência da precipitação na produção de PSRG, observado neste estudo, sugere que, possivelmente, um maior volume pluviométrico leva à ativação metabólica dos FMA e a maior demanda de carbono do seu hospedeiro para crescimento e produção de PSRG, com implicações na estabilização e no ciclo do carbono no solo.

Em geral, nossos resultados em conjunto com as previsões futuras de redução das chuvas em florestas tropicais em virtude das mudanças climáticas, indicam limitação do metabolismo microbiano e alteração dos ciclos biogeoquímicos, com consequente perda da funcionalidade microbiana nos solos, principalmente em ambientes diversos como os da Mata Atlântica.

Conclusão

As propriedades biológicas do solo respondem mais à variação das precipitações pluviométricas do que aos estágios florestais (madura e secundária), apesar das diferenças observadas entre esses estágios, sendo a arilsulfatase mais sensível à mudança do estágio de floresta madura para secundária. A variação pluviométrica intra-anual promove mudanças nas propriedades biológicas, com maiores atividades nos períodos de maior pluviosidade. No entanto, todas as relações ambientais observadas suportam a ideia de que as atividades microbianas em

ambientes heterogêneos como os da Mata Atlântica são muito especializadas devido às condições ambientais locais, sendo indiretamente influenciadas pelas propriedades físicas e químicas do solo e pela altitude.

Material Suplementar 4. Correlação das propriedades químicas, físicas e biológicas do solo e as variáveis ambientais (elevação e pluviosidade) na RBPT.

[illegible]

Pluv: pluviosidade, Alt: altitude, Ca: cálcio, Mg: magnésio, Na: sódio, K: potássio, SB: soma de base, Al: alumínio, H: hidrogênio, H+Al: acidez potencial, CTC: capacidade de troca catiônica, V: saturação de base, m: saturação por alumínio, DAP: densidade aparente, DR: densidade relativa, AG: areia grossa, AF: areia ArgNat: argila natural, GFloc: grau de flocculação, UMI: umidade residual, COS: carbono orgânico do solo. Beta: β -glicosidase, Aril: arilsulfatase, Fos: fosfatase ácida, GFF: proteína do solo relacionada à glomalina facilmente extraível, GT: proteína do solo relacionada à glomalina total, Beta/COS: β -glicosidase específica por unidade de carbono orgânica do solo, Aril/COS: arilsulfatase específica por unidade de carbono orgânica do solo, Fos/COS: fosfatase ácida específica por unidade de carbono orgânica do solo e AEM: atividade enzimática média específica por unidade de carbono orgânica do solo.

Referências

BALDRIAN, P., 2009. Microbial enzyme-catalyzed processes in soils and their analysis. **Plant, Soil and Environment**, v. 55, n.9, pp.370-378.

BALOTA, Elcio L. et al. Long-term land use influences soil microbial biomass P and S, phosphatase and arylsulfatase activities, and S mineralization in a Brazilian oxisol. **Land Degradation & Development**, v. 25, n. 4, p. 397-406, 2014.

BANERJEE, Samiran; VAN DER HEIJDEN, Marcel GA. Soil microbiomes and one health. **Nature Reviews Microbiology**, p. 1-15, 2022.

BARDY, Marion et al. Al speciation in tropical podzols of the upper Amazon Basin: A solid-state ²⁷Al MAS and MQMAS NMR study. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 71, n. 13, p. 3211-3222, 2007.

BAYRANVAND, Mohammad et al. Distribution of soil extracellular enzymatic, microbial, and biological functions in the C and N-cycle pathways along a Forest altitudinal gradient. **Frontiers in Microbiology**, v. 12, p. 660603, 2021.

BRADFORD, Marion M. A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. **Analytical biochemistry**, v. 72, n. 1-2, p. 248-254, 1976.

CAMENZIND, Tessa et al. Nutrient limitation of soil microbial processes in tropical forests. **Ecological Monographs**, v. 88, n. 1, p. 4-21, 2018.

CLAESSEN, Marie Elisabeth Christine et al. **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro: EMBRAPA-CNPq, 1997.

DE ANDRADE, João Carlos et al. Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais. 2001.

DE SOUZA, Helton Nonato et al. Protective shade, tree diversity and soil properties in coffee agroforestry systems in the Atlantic Rainforest biome. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 146, n. 1, p. 179-196, 2012.

FIERER, Noah. Embracing the unknown: disentangling the complexities of the soil microbiome. **Nature Reviews Microbiology**, v. 15, n. 10, p. 579-590, 2017.

FLORES, Bernardo M. et al. Soil erosion as a resilience drain in disturbed tropical forests. **Plant and Soil**, v. 450, n. 1, p. 11-25, 2020.

GALANTE, Maria Luiza V. et al. Roteiro metodológico de planejamento: parque nacional, reserva biológica, estação ecológica. **Brasília: Ibama**, 2002.

HOU, Enqing et al. Global meta-analysis shows pervasive phosphorus limitation of aboveground plant production in natural terrestrial ecosystems. **Nature Communications**, v. 11, n. 1, p. 637, 2020.

HOU, Enqing et al. Soil pH predominantly controls the forms of organic phosphorus in topsoils under natural broadleaved forests along a 2500 km latitudinal gradient. **Geoderma**, v. 315, p. 65-74, 2018.

LEHMANN, Johannes et al. The concept and future prospects of soil health. **Nature Reviews Earth & Environment**, v. 1, n. 10, p. 544-553, 2020.

MCCUNE, Bruce; GRACE, James B. **Analysis of ecological communities**. 2002.

MCCUNE BAND MEFFORD, M. J. PC-ORD, Multivariate analysis of ecological data, Version 6. **Gleneden Beach: MjM Software Design**, 2011.

MARQUES, Marcia et al. The Atlantic Forest: an introduction to the megadiverse forest of South America. In: **The Atlantic Forest**. Springer, Cham, 2021. p. 3-23.

MYERS, Norman et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853-858, 2000.

NOGUEIRA, Leandro Ribeiro et al. Biological properties and organic matter dynamics of soil in pasture and natural regeneration areas in the Atlantic forest biome. **Revista brasileira de ciência do solo**, v. 40, 2016.

NUSBAUMER, Louis et al. Flora e vegetação. **Biodiversidade da Reserva Biológica de Pedra Talhada**. Alagoas/Pernambuco. Brasil, 2015.

REN, Chengjie et al. Contrasting patterns of microbial community and enzyme activity between rhizosphere and bulk soil along an elevation gradient. **Catena**, v. 196, p. 104921, 2021.

RILLIG, Matthias C. Arbuscular mycorrhizae, glomalin, and soil aggregation. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 84, n. 4, p. 355-363, 2004.

SMITH, A. Peyton; MARÍN-SPIOTTA, Erika; BALSER, Teri. Successional and seasonal variations in soil and litter microbial community structure and function during tropical postagricultural forest regeneration: a multiyear study. **Global change biology**, v. 21, n. 9, p. 3532-3547, 2015.

SOKAL, Robert R. Testing statistical significance of geographic variation patterns. **Systematic zoology**, v. 28, n. 2, p. 227-232, 1979.

TEIXEIRA, Paulo César et al. **Manual de métodos de análise de solo**. 2017.

TRASAR-CEPEDA, Carmen; LEIRÓS, M. Carmen; GIL-SOTRES, F. Hydrolytic enzyme activities in agricultural and forest soils. Some implications for their use as indicators of soil quality. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 40, n. 9, p. 2146-2155, 2008.

TSCHARNER, T. et al. Parâmetros abióticos da Reserva Biológica de Pedra Talhada. In : Studer, A., L. Nusbaumer & R. Spichiger (Eds.). Biodiversidade da Reserva Biológica de Pedra Talhada (Alagoas, Pernambuco - Brasil). **Boissiera**, v. 68, p. 40-57, 2015.

VELDKAMP, Edzo et al. Deforestation and reforestation impacts on soils in the tropics. **Nature Reviews Earth & Environment**, v. 1, n. 11, p. 590-605, 2020.

XIAO, Lie et al. Dynamics of soil specific enzyme activities and temperature sensitivities during grassland succession after farmland abandonment. **Catena**, v. 199, p. 105081, 2021.

XU, Zhiwei et al. Soil pH and C/N ratio determines spatial variations in soil microbial communities and enzymatic activities of the agricultural ecosystems in Northeast China: Jilin Province case. **Applied Soil Ecology**, v. 155, p. 103629, 2020.

WEIß, Christian H. Statsoft, inc., **tulsa, ok.**: Statistica, version 8. 2007.

WEINTRAUB, Samantha R. et al. Organic matter inputs shift soil enzyme activity and allocation patterns in a wet tropical forest. **Biogeochemistry**, v. 114, p. 313-326, 2013.

WRIGHT, Sarah F.; UPADHYAYA, Am. A survey of soils for aggregate stability and glomalin, a glycoprotein produced by hyphae of arbuscular mycorrhizal fungi. **Plant and soil**, v. 198, p. 97-107, 1998.

YADAV, Vikram Singh et al. Carbon sequestration potential and CO₂ fluxes in a tropical forest ecosystem. **Ecological Engineering**, v. 176, p. 106541, 2022.

ZANGARO, Waldemar et al. Root colonization and spore abundance of arbuscular mycorrhizal fungi in distinct successional stages from an Atlantic rainforest biome in southern Brazil. **Mycorrhiza**, v. 23, p. 221-233, 2013.

5. CONCLUSÕES

- A variabilidade ambiental da Mata Atlântica influencia a distribuição das espécies e a produção de proteínas relacionadas à glomalina dos FMA, assim como a atividade das enzimas extracelulares β -glicosidase, arilsulfatase e fosfatase ácida;
- O componente espacial (regional e local) tem papel significativo na distribuição das assembleias de FMA ao longo da Mata Atlântica;
- Na Reserva Biológica Pedra Talhada, as propriedades biológicas do solo são mais influenciadas pelas variáveis ambientais (precipitação, solo e elevação) do que pelos estágios florestais (madura e secundária);
- A arilsulfatase é a propriedade biológica mais sensível às mudanças do estágio florestal;
- A variação no volume pluviométrico ao longo do ano promove mudanças nas propriedades biológicas do solo, com maior atividade nos períodos de maior pluviosidade.

6. SÚMULA CURRICULAR

- Ministrei o minicurso “Estatística Básica e Análise de Dados”, durante o V Encontro Pernambucano de Micologia, realizado pelo Departamento de Micologia da Universidade Federal de Pernambuco no período de 20 a 22 de novembro de 2019.
- Participei do I ENCONTRO PERNAMBUCANO DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA: CONHECENDO PERNAMBUCO, no Auditório do Instituto Aggeu Magalhães/UFPE, no período de 31 de outubro a 01 de novembro de 2019.
- Participei como co-autor no resumo intitulado como “Atividade da Beta-glico e respiração basal microbiana do solo em áreas de Mata Atlântica preservada e perturbada” no I Encontro de Biociências da Universidade Federal de Pernambuco, realizado em Recife, Pernambuco, no período de 02 a 06 de dezembro de 2019.
- Monitorea o V Encontro Pernambucano de Micologia – Diversidade Fúngica do Nordeste, realizado pelo Departamento de Micologia da Universidade Federal de Pernambuco, no período de 20 a 22 de novembro de 2019.
- Recebi Menção Honrosa (1º lugar) como co-autor no trabalho intitulado Atividade enzimática do solo em diferentes sistemas de uso em Pernambuco no II Simpósio Potiguar de Pós-graduação em Ciências Florestais, realizado pela Unidade Acadêmica Especializada em Ciências Agrárias da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, em Macaíba/RN, nos dias 16 a 19 de novembro de 2020.
- Ministrei a palestra “Áreas de Mata Atlântica: que fungos micorrizicos escondem?” na mesa-redonda “Diversidade de fungos de solo e Myxomycetes na REBIO de Pedra Talhada e no PARNAH de Monte Pascoal” durante o I Simpósio Micológico da Mata Atlântica Nordestina, realizado de forma remota no período de 16 a 18 de dezembro de 2020.
- Avaliador *ad hoc* do periódico Estudos universitários: revista de cultura da UFPE em 2021.
- Avaliador *ad hoc* no processo de seleção referente à Chamada de Bolsas de Incentivo à Criação Cultural (BICC – 03/2021), promovido pela Diretoria de Cultura da Pró-Reitoria de Extensão e Cultura (PROExC) da Universidade

Federal de Pernambuco (UFPE), tendo atuado como parecerista em três trabalhos.

- Avaliador no processo do plano de atividades referente aos Editais dos Programas de Iniciação Científica e de Desenvolvimento Tecnológico e Inovação do Instituto Federal de Pernambuco (IFPE), tendo atuado como parecerista em 2020 e 2021.
- Recebi Menção Honrosa como co-autor no trabalho intitulado, realizado pela Uninassau, em Recife/PE, dos dias 29 de novembro de 2022.
- Participei do Programa de Capacitação oferecido pela Divisão de Acervos e Atendimento ao Público (DAAP), da Biblioteca Central da UFPE, realizado entre 14 e 29 de julho de 2022.
- Apresentei o trabalho 'Fungos micorrízicos arbusculares na Mata Atlântica' durante o evento "I Encontro do PPGCB: A ciência como uma ferramenta da AGENDA 2030 para o desenvolvimento sustentável", promovido pela Diretoria do(a) Centro de Biociências, no período de 20 a 21 de setembro de 2022.
- Participei da Capacitação em Biodiversidade oferecida pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA), realizada no dia 15 de novembro de 2022.
- Escrevi como co-autor o capítulo 4: "Potencial Biotecnológico dos Fungos" do livro Potencial Biotecnológico Dos Fungos publicado no ano de 2023, DOI 10.37885/978-65-5360-269-4

REFERÊNCIAS

- ACOSTA-MARTÍNEZ, Verónica; ALI TABATABAI, M. Phosphorus cycle enzymes. **Methods of soil enzymology**, v. 9, p. 161-183, 2011.
- AGUILAR-TRIGUEROS, Carlos A. et al. Bridging reproductive and microbial ecology: a case study in arbuscular mycorrhizal fungi. **The ISME journal**, v. 13, n. 4, p. 873-884, 2019.
- ALAGADOR, Diogo; CERDEIRA, Jorge Orestes. A quantitative analysis on the effects of critical factors limiting the effectiveness of species conservation in future time. **Ecology and evolution**, v. 8, n. 6, p. 3457-3467, 2018.
- BALDRIAN, P., 2009. Microbial enzyme-catalyzed processes in soils and their analysis. **Plant, Soil and Environment**, v. 55, n.9, pp.370-378.
- BEGON, M., J.L. HARPER, C.R. TOWNSEND. 1986. Ecology: Individuals, Populations and Communities. **Blackwell Science**, Oxford.
- BLASZKOWSKI, Janusz et al. A new genus, *Complexispora*, with two new species, *C. multistratosa* and *C. mediterranea*, and *Epigeocarpum japonicum* sp. nov. 2023.
- BRUNDRETT, Mark C.; TEDERSOO, Leho. Evolutionary history of mycorrhizal symbioses and global host plant diversity. **New Phytologist**, v. 220, n. 4, p. 1108-1115, 2018.
- CAMENZIND, Tessa et al. Nutrient limitation of soil microbial processes in tropical forests. **Ecological Monographs**, v. 88, n. 1, p. 4-21, 2018.
- CAMPANILI, Maura; SCHÄFFER, Wigold Bertolo. Mata Atlântica: manual de adequação ambiental. 2010.
- CARLUCCI, Marcos Bergmann; MARCILIO-SILVA, Vinícius; TOREZAN, José Marcelo. The southern Atlantic Forest: use, degradation, and perspectives for conservation. **The Atlantic Forest: History, Biodiversity, Threats and Opportunities of the Mega-diverse Forest**, p. 91-111, 2021.
- CEOLA, Gessiane et al. Biogeographic Patterns of Arbuscular Mycorrhizal Fungal Communities Along a Land-Use Intensification Gradient in the Subtropical Atlantic Forest Biome. **Microbial Ecology**, p. 1-19, 2021.
- CHAER, Guilherme et al. Comparative resistance and resilience of soil microbial communities and enzyme activities in adjacent native forest and agricultural soils. **Microbial ecology**, v. 58, p. 414-424, 2009.
- CHAGNON, Pierre-Luc et al. A trait-based framework to understand life history of mycorrhizal fungi. **Trends in plant science**, v. 18, n. 9, p. 484-491, 2013.
- CHAUDHARY, V. Bala; CUENCA, Gisela; JOHNSON, Nancy C. Tropical-temperate comparison of landscape-scale arbuscular mycorrhizal fungal species distributions.

Diversity and Distributions, v. 24, n. 1, p. 116-128, 2018.

CHEN, Hao et al. Controls on soil arylsulfatase activity at a regional scale. **European Journal of Soil Biology**, v. 90, p. 9-14, 2019.

DA COSTA, Lucas Erickson Nascimento et al. Community responses to fine-scale environmental conditions: Ferns alpha and beta diversity along Brazilian Atlantic forest remnants. **Acta Oecologica**, v. 101, p. 103475, 201

DA SILVA, Kássia JG et al. Phylogenetic Review of *Acaulospora* (Diversisporales, Glomeromycota) and the Homoplastic Nature of Its Ornamentations. **Journal of Fungi**, v. 8, n. 9, p. 892, 2022.

DE FREITAS, Leslie Warren Silva et al. *Gongronella pedratalhadensis*, a new species of Mucorales (Mucoromycota) isolated from the Brazilian. **Sydowia**, v. 73, p. 61, 2021.

DE FREITAS, Leslie Warren Silva et al. *Syncephalis alagoensis*, a new species of Zoopagales (Zoopagomycota) from the Brazilian Atlantic Forest. **Sydowia**, v. 72, p. 35, 2020.

DE LIMA, Vitor Xavier et al. Additions to neotropical stereoid fungi (Polyporales, Basidiomycota): one new species of *Lopharia* and one new combination in Phlebiopsis. **Mycological Progress**, v. 19, n. 1, p. 31-40, 2020.

DE MEDEIROS, Patrícia Muniz et al. Pressure indicators of wood resource use in an Atlantic forest area, northeastern Brazil. **Environmental Management**, v. 47, n. 3, p. 410-424, 2011.

DE OLIVEIRA JUNIOR, Isaias et al. Two further new lichen species from the Atlantic Forest remnant Pedra Talhada (Alagoas, Brazil), with a species list. **The Bryologist**, v. 123, n. 4, p. 617-632, 2020.

DE SOUSA LIRA, Carla Rejane et al. *Allophlebia*, a new genus to accomodate *Phlebia ludoviciana* (Agaricomycetes, Polyporales). 2021.

FEIJEN, Frida AA et al. Evolutionary dynamics of mycorrhizal symbiosis in land plant diversification. **bioRxiv**, p. 213090, 2017.

GIANINAZZI, Silvio et al. Agroecology: the key role of arbuscular mycorrhizas in ecosystem services. **Mycorrhiza**, v. 20, n. 8, p. 519-530, 2010.

GOMES, Vanessa M. et al. Glomalin-related soil protein reflects the heterogeneity of substrate and vegetation in the campo rupestre ecosystem. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v. 21, n. 1, p. 733-743, 2021.

GOTO, Bruno Tomio; MAIA, Leonor Costa. Glomerospores: a new denomination for the spores of Glomeromycota, a group molecularly distinct from the Zygomycota. **Mycotaxon**, v. 96, n. 4, p. 129-132, 2006.

GOTO, Bruno T. et al. Intraornatosporaceae (Gigasporales), a new family with two new genera and two new species. **Mycotaxon**, v. 119, n. 1, p. 117-132, 2012.

GRIME, J. P. et al. Integrated screening validates primary axes of specialisation in plants. **Oikos**, p. 259-281, 1997.

FIERER, Noah. Embracing the unknown: disentangling the complexities of the soil microbiome. **Nature Reviews Microbiology**, v. 15, n. 10, p. 579-590, 2017.

HE, Qingqing et al. Vegetation type rather than climate modulates the variation in soil enzyme activities and stoichiometry in subalpine forests in the eastern Tibetan Plateau. **Geoderma**, v. 374, p. 114424, 2020.

HOU, Enqing et al. Global meta-analysis shows pervasive phosphorus limitation of aboveground plant production in natural terrestrial ecosystems. **Nature Communications**, v. 11, n. 1, p. 637, 2020.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Mapa de biomas do Brasil, v. 45, 2019.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Biomas e Sistema Costeiro-Marinheiro do Brasil. **Série Relatórios Metodológicos**, v. 1, 2004.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE (ICMBio). Plano de Manejo Reserva Biológica Pedra Talhada. Brasília, 2017.

JIANG, Yina et al. Plants transfer lipids to sustain colonization by mutualistic mycorrhizal and parasitic fungi. **Science**, v. 356, n. 6343, p. 1172-1175, 2017.

JOBIM, Khadija et al. New sporocarpic taxa in the phylum Glomeromycota: *Sclerocarpum amazonicum* gen. et sp. nov. in the family Glomeraceae (Glomerales) and *Diversispora sporocarpia* sp. nov. in the Diversisporaceae (Diversisporales). **Mycological Progress**, v. 18, n. 3, p. 369-384, 2019.

JOLY, Carlos A.; METZGER, Jean Paul; TABARELLI, Marcelo. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. **New phytologist**, v. 204, n. 3, p. 459-473, 2014.

KARACA, Ayten et al. Soil enzymes as indication of soil quality. In: Soil enzymology. **Springer**, Berlin, Heidelberg, p. 119-148, 2010.

LINGNER, Débora Vanessa et al. Modelling changes in forest attributes driven by human activities at different spatial scales in the subtropical Atlantic Forest. **Biodiversity and Conservation**, v. 29, n. 4, p. 1283-1299, 2020.

LOVELOCK, Catherine E. et al. Soil stocks of glomalin produced by arbuscular mycorrhizal fungi across a tropical rain forest landscape. **Journal of ecology**, p. 278-287, 2004.

LEHMANN, Johannes et al. The concept and future prospects of soil health. **Nature**

Reviews Earth & Environment, v. 1, n. 10, p. 544-553, 2020.

LINO, Ingrid Alexssandra Neris et al. Soil enzymatic activity in *Eucalyptus grandis* plantations of different ages. **Land Degradation & Development**, v. 27, n. 1, p. 77-82, 2016.

LUO, Ling; MENG, Han; GU, Ji-Dong. Microbial extracellular enzymes in biogeochemical cycling of ecosystems. **Journal of Environmental Management**, v. 197, p. 539-549, 2017.

MAIA, Leonor Costa et al. Species diversity of Glomeromycota in Brazilian biomes. **Sydowia**, v. 72, p. 181-205, 2020.

MARINHO, Frederico et al. Checklist of arbuscular mycorrhizal fungi in tropical forests. **Sydowia**, v. 70, p. 107-127, 2018.

MARQUES, Marcia et al. The Atlantic Forest: an introduction to the megadiverse forest of South America. In: **The Atlantic Forest**. Springer, Cham, 2021. p. 3-23.

MATOS, Priscila S. et al. Linkages among soil properties and litter quality in agroforestry systems of southeastern Brazil. **Sustainability**, v. 12, n. 22, p. 9752, 2020.

MAXIMILLIAN, J. et al. Pollution and environmental perturbations in the global system. In: **Environmental and Pollution Science**. Academic Press, 2019. p. 457-476.

MATOS, Priscila Silva et al. Short-term modifications of mycorrhizal fungi, glomalin and soil attributes in a tropical agroforestry. **Acta Oecologica**, v. 114, p. 103815, 2022.

MEENA, Archana; RAO, K. S. Assessment of soil microbial and enzyme activity in the rhizosphere zone under different land use/cover of a semiarid region, India. **Ecological Processes**, v. 10, n. 1, p. 1-12, 2021.

MMA (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE). Estratégia e plano de ação nacionais para a biodiversidade. 2017.

MMA (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE). Painel de Unidades de Conservação, 2019. Disponível em: <https://app.powerbi.com/view?r=eyJrljoiMGNmMGY3NGMtNWZlOC00ZmRmLWExZWItNTNiNDhkZDg0MmY4liwidCI6IjM5NTdhMzY3LTZkMzgtNGMxZi1hNGJhLTMzZThmM2M1NTBINyJ9&pageName=ReportSection0a112a2a9e0cf52a827> Acesso em: 11 de nov. 2021.

MORRIËN, Elly et al. Soil networks become more connected and take up more carbon as nature restoration progresses. **Nature communications**, v. 8, n. 1, p. 1-10, 2017.

MORTON, J. B.; BENNY, G. L. Revised classification of arbuscular mycorrhizal fungi

(Zygomycetes): a new order, Glomales, two new suborders, Glomineae and Gigasporineae, and two new families, Acaulosporaceae and Gigasporaceae, with an emendation of Glomaceae. **Mycotaxon**, v. 37, p. 471-491, 1990.

MYERS, Norman et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853-858, 2000.

NOGUEIRA, Leandro Ribeiro et al. Biological properties and organic matter dynamics of soil in pasture and natural regeneration areas in the Atlantic forest biome. **Revista brasileira de ciência do solo**, v. 40, 2016.

OEHL, Fritz et al. Advances in Glomeromycota taxonomy and classification. **IMA fungus**, v. 2, n. 2, p. 191-199, 2011.

NARAYAN, Om Prakash et al. Sulfur nutrition and its role in plant growth and development. *Plant Signaling & Behavior*, p. 2030082, 2022.

PÄRTEL, Meelis et al. Historical biome distribution and recent human disturbance shape the diversity of arbuscular mycorrhizal fungi. **New Phytologist**, v. 216, n. 1, p. 227-238, 2017.

PAZ, Claudia et al. Dispersal of Arbuscular Mycorrhizal Fungi: Evidence and Insights for Ecological Studies. **Microbial Ecology**, v. 81, n. 2, p. 283-292, 2021.

PEREIRA, Camilla Maciel Rabelo et al. Diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in Atlantic forest areas under different land uses. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 185, p. 245-252, 2014.

PEREIRA, Camilla Maciel Rabelo et al. Management practices may lead to loss of arbuscular mycorrhizal fungal diversity in protected areas of the Brazilian Atlantic Forest. **Fungal Ecology**, v. 34, p. 50-58, 2018.

POWELL, Jeff R.; RILLIG, Matthias C. Biodiversity of arbuscular mycorrhizal fungi and ecosystem function. **New Phytologist**, v. 220, n. 4, p. 1059-1075, 2018.

PÜTTKER, Thomas et al. Indirect effects of habitat loss via habitat fragmentation: A cross-taxa analysis of forest-dependent species. **Biological Conservation**, v. 241, p. 108368, 2020.

REZENDE, Camila Linhares et al. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in ecology and conservation**, v. 16, n. 4, p. 208-214, 2018.

RIBEIRO, Milton Cezar et al. The Brazilian Atlantic Forest: a shrinking biodiversity hotspot. In: **Biodiversity hotspots**. Springer, Berlin, Heidelberg, 2011. p. 405-434.

RILLIG, Matthias C. Arbuscular mycorrhizae, glomalin, and soil aggregation. **canadian journal of soil science**, v. 84, n. 4, p. 355-363, 2004.

RILLIG, Matthias C. et al. Large contribution of arbuscular mycorrhizal fungi to soil

carbon pools in tropical forest soils. **Plant and Soil**, v. 233, n. 2, p. 167-177, 2001.

RODRIGUES, Lilian Araujo; DA SILVA, Danielle Karla Alves; YANO-MELO, Adriana Mayumi. Arbuscular mycorrhizal fungal assemblages in conservation unit of Atlantic forest areas under native vegetation and natural regeneration. **Microbial Ecology**, p. 1-13, 2021.

SANTOS, Evelyn Rodrigues dos; CAVALCANTI, Laise de Holanda; MELO, Roger Fagner Ribeiro. Conhecimento etnomicológico de comunidades que habitam o entorno da REBIO de Pedra Talhada, Alagoas, Brasil . **Gaia Scientia**, [S. l.], v. 14, n. 2, 2020a.

SANTOS, Alessandro et al. Glomalin in soil aggregates under different forest and pasture systems in the North of Rio de Janeiro state, Brazil. **Environmental and Sustainability Indicators**, v. 8, p. 100088, 2020b.

SCHINDLER, Frank V.; MERCER, Erin J.; RICE, James A. Chemical characteristics of glomalin-related soil protein (GRSP) extracted from soils of varying organic matter content. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 39, n. 1, p. 320-329, 2007.

SCHÜßLER, Arthur; SCHWARZOTT, Daniel; WALKER, Christopher. A new fungal phylum, the Glomeromycota: phylogeny and evolution. **Mycological research**, v. 105, n. 12, p. 1413-1421, 2001.

SFAIR, Julia C. et al. Chronic human disturbance affects plant trait distribution in a seasonally dry tropical forest. **Environmental Research Letters**, v. 13, n. 2, p. 025005, 2018.

SILVA, Cristiane Figueira da et al. Enzyme activity, glomalin, and soil organic carbon in agroforestry systems. **Floresta e Ambiente**, v. 27, 2020.

SMITH, A. Peyton; MARÍN-SPIOTTA, Erika; BALSER, Teri. Successional and seasonal variations in soil and litter microbial community structure and function during tropical postagricultural forest regeneration: a multiyear study. **Global change biology**, v. 21, n. 9, p. 3532-3547, 2015.

SMITH, Sally E.; READ, David J. **Mycorrhizal symbiosis**. Academic press, 3 ed, p. 11-42, 2010.

SOSMA - Fundação SOS Mata Atlântica. **Valorização dos Parques e Reservas: ICMS Ecológico e as Unidades de Conservação Municipais da Mata Atlântica**, 2019. Disponível em: <https://cms.sosma.org.br/wp-content/uploads/2019/07/Ucs-municipaisdigital.pdf> Acesso em: 11 de nov. 2021.

STÜRMER, Sidney L. et al. Occurrence of arbuscular mycorrhizal fungi in soils of early stages of a secondary succession of Atlantic Forest in South Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 20, p. 513-521, 2006.

STÜRMER, Sidney L.; BEVER, James D.; MORTON, Joseph B. Biogeography of

arbuscular mycorrhizal fungi (Glomeromycota): a phylogenetic perspective on species distribution patterns. **Mycorrhiza**, v. 28, n. 7, p. 587-603, 2018.

TABARELLI, Marcelo et al. Challenges and opportunities for biodiversity conservation in the Brazilian Atlantic Forest. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 695-700, 2005.

TABATABAI, A. M. Chemistry of sulfur in soils. Chemical processes in soils, v. 8, p. 193-226, 2005.

TEDERSOO, Leho et al. High-level classification of the Fungi and a tool for evolutionary ecological analyses. **Fungal diversity**, v. 90, n. 1, p. 135-159, 2018.

TEIXEIRA, Heitor Mancini et al. Linking vegetation and soil functions during secondary forest succession in the Atlantic forest. **Forest Ecology and Management**, v. 457, p. 117696, 2020.

TISOVEC-DUFNER, Karina et al. Intention of preserving forest remnants among landowners in the Atlantic Forest: The role of the ecological context via ecosystem services. **People and Nature**, v. 1, n. 4, p. 533-547, 2019.

TRESEDER, Kathleen K.; TURNER, Katie M. Glomalin in ecosystems. **Soil Science Society of America Journal**, v. 71, n. 4, p. 1257-1266, 2007.

VAN DER HEIJDEN, Marcel GA et al. Mycorrhizal fungal diversity determines plant biodiversity, ecosystem variability and productivity. **Nature**, v. 396, n. 6706, p. 69-72, 1998.

VAN DER HEYDE, Mieke et al. Arbuscular mycorrhizal fungus responses to disturbance are context-dependent. **Mycorrhiza**, v. 27, n. 5, p. 431-440, 2017.

VASCONCELLOS, Rafael LF et al. Arbuscular mycorrhizal fungi and glomalin-related soil protein as potential indicators of soil quality in a recuperation gradient of the Atlantic forest in Brazil. **Land Degradation & Development**, v. 27, n. 2, p. 325-334, 2016.

WIJAYAWARDENE, N. N. et al. Outline of Fungi and fungus-like taxa-2021. **Mycosphere**, v. 13, n. 1, p. 53-453, 2022.

YANG, Gaowen et al. How soil biota drive ecosystem stability. **Trends in plant science**, v. 23, n. 12, p. 1057-1067, 2018.

ZHANG, Jing et al. Plant community and soil properties drive arbuscular mycorrhizal fungal diversity: A case study in tropical forests. **Soil Ecology Letters**, v. 3, n. 1, p. 52-62, 2021.

XU, Zhiwei et al. Soil enzyme activity and stoichiometry in forest ecosystems along the North-South Transect in eastern China (NSTEC). **Soil Biology and Biochemistry**, v. 104, p. 152-163, 2017.

WRIGHT, Sarah F.; UPADHYAYA, Am. A survey of soils for aggregate stability and glomalin, a glycoprotein produced by hyphae of arbuscular mycorrhizal fungi. **Plant and soil**, v. 198, n. 1, p. 97-107, 1998.

ANEXO A – COMPROVANTE DE ENVIO DO ARTIGO 1

Journal of Environmental Management Spatial and environmental factors influence AMF assemblages at different scales across the Brazilian Atlantic Forest - a diversity hotspot --Manuscript Draft--

Manuscript Number:	
Article Type:	Review Article
Keywords:	Glomeromycota, k-means, Tropical rainforest
Corresponding Author:	Joana Suassuna Veras, Msc. Federal University of Pernambuco BRAZIL
First Author:	Joana Suassuna Veras, Msc.
Order of Authors:	Joana Suassuna Veras, Msc. Renato Lúcio Mendes Alvarenga Gabriel Rosemberg Luna de Souza Rodrigues Indra Elena Costa Escobar Leonor Costa Maia
Abstract:	The Atlantic Forest is the second largest tropical humid forest of the American continent, being considered a hotspot of biodiversity and being susceptible to anthropic disturbances, affecting the biological communities above and below ground. The spatial (regional/local) and environmental attributes influence the distribution of arbuscular mycorrhizal fungi (AMF). Most of the factors related to AMF modeling and distribution of assemblages throughout the Atlantic Forest are unknown, limiting the predictive potential of AMF future changes in the distribution on these forests. The influence of spatial and environmental attributes on the AMF assemblage distribution throughout the Atlantic Forest was evaluated in different scales, from a literature review. This way, 17 descriptors divided into two subcategories were established (1) geographic: elevation, latitude, longitude; (2) local: abiotic, biotic, anthropic. The AMF assemblage configuration in regional and local scales was evaluated using k-means clustering. The AMF assemblage modulators differed between regional and local scales and, in general, soil pH, temperature and vegetation were the main AMF assemblage drivers. The habitat heterogeneity in all Atlantic Forest, which includes host variety and other attributes, such as soil pH, altitude, and temperature, is extremely important to explain the distribution and the great number of AMF species in this biodiversity hotspot. The anthropic disturbance may influence the AMF distribution and reduce the potential ecosystem services provided by these fungi.
Suggested Reviewers:	Osmar Klauber-Filho, Dr osmar.klauber@udesc.br this author is one of the references of the study Pierre Luc Chagnon, Phd pierre-luc.chagnon@umontreal.ca this author is an important reference on the subject addressed.