

UFRRJ

**INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL**

DISSERTAÇÃO

**CONSERVAÇÃO DA DIVERSIDADE DE FORMIGAS EM
FRAGMENTOS DE FLORESTAS SECUNDÁRIAS: O EFEITO DA
ESTRUTURA VEGETAL EM DIFERENTES PERÍODOS SAZONALIS**

Raquel Cetto Sampaio

2023



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL**

**CONSERVAÇÃO DA DIVERSIDADE DE FORMIGAS EM
FRAGMENTOS DE FLORESTAS SECUNDÁRIAS: O EFEITO DA
ESTRUTURA VEGETAL EM DIFERENTES PERÍODOS SAZONALIS**

RAQUEL CETTO SAMPAIO

*Sob a Orientação do Professor
Dr. Jarbas Marçal de Queiroz*

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Ciências**, no Curso de Pós-Graduação em Biologia Animal, Área de Concentração em Biodiversidade Animal.

Seropédica, RJ
dezembro de 2023

FICHA CATALOGRÁFICA

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

S192c Sampaio, Raquel Cetto, 1981-
Conservação da diversidade de formigas em
fragmentos de florestas secundárias: o efeito da
estrutura vegetal em diferentes períodos sazonais /
Raquel Cetto Sampaio. - Rio de Janeiro, 2023.
34 f.: il.

Orientador: Jarbas Marçal de Queiroz.
Dissertação(Mestrado). -- Universidade Federal Rural
do Rio de Janeiro, Pós-Graduação em Biologia Animal,
2023.

1. Partição da diversidade. 2. CCA. 3. Variáveis
ambientais. 4. Sazonalidade. I. de Queiroz, Jarbas
Marçal , 1968-, orient. II Universidade Federal Rural
do Rio de Janeiro. Pós-Graduação em Biologia Animal
III. Título.



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL



TERMO N° 1434 / 2023 - PPGBA (12.28.01.00.00.00.42)

Nº do Protocolo: 23083.082537/2023-15

Seropédica-RJ, 14 de dezembro de 2023.

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO INSTITUTO
DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL**

RAQUEL CETTO SAMPAIO

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de
**Mestre(a) em Ciências, no Curso de pós-graduação em BIOLOGIA
ANIMAL, área de concentração em BIODIVERSIDADE ANIMAL**

DISSERTAÇÃO APROVADA EM 04/12/2023

(Assinado digitalmente em 14/12/2023 13:19)

JARBAS MARCAL DE QUEIROZ
PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR
DeptCAlg (12.28.01.00.00.00.29)
Matrícula: 1356331

(Assinado digitalmente em 14/12/2023 09:57)

JAYME MAGALHAES SANTANGELO
PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR
DeptCAlg (12.28.01.00.00.00.29)
Matrícula: 1728466

(Assinado digitalmente em 16/12/2023 06:38)

DIEGO VINICIUS ANJOS SILVA
ASSINANTE EXTERNO
CPF: 091.337.846-12

Visualize o documento original em <https://sipac.ufrrj.br/public/documentos/index.jsp>
informando seu número: 1434, ano: 2023, tipo: TERMO, data de emissão: 14/12/2023 e o
código de verificação: 8b7739900d

Dedico este trabalho aos meus pais, irmãos e a todos os meus ancestrais. Seus esforços e bom ânimo diante aos desafios impostos pela vida inspiram meus passos. Seus preciosos ensinamentos permanecem em mim. Gratidão.

“Se tiverdes fé como um grão de mostarda... nada vos será impossível” (Mt 17:20)

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por minha vida e por toda dádiva concedida para o meu desenvolvimento. Meu amigo, refúgio e fortaleza. Luz sublime que guia meus passos e realizações.

Aos meus pais Milton Queiroz Sampaio (*In memoriam*) e Maria Izabel Cetto Sampaio e aos meus irmãos e cunhada imenso agradecimento por todo amor e suporte. Vocês foram essenciais para a realização desse sonho e me ajudam a despertar para minha melhor versão. Sou abençoada por partilhar a vida com vocês. Gratidão.

Agradeço também a todos os amigos e familiares, suas palavras de incentivo e afeto são como raios de sol e alegram meu coração.

Agradeço à mestre Mariana Romanini Menezes por seu companheirismo durante a pós-graduação. Por sua amizade e alegria contagiante. E por sua generosidade em compartilhar seus talentos para revisar e fazer sugestões no trabalho.

Agradeço ao mestre Johnatan Jair de Paula Marchiori por seu companheirismo durante a pós-graduação e por sua amizade.

Também agradeço à doutora Bianca F. S. Laviski por seu companheirismo durante a pós-graduação. Por sua contribuição para o trabalho e pelo aprendizado.

Agradeço a todos os colegas de pós graduação e de equipe do Laboratório de Ecologia, Conservação e Mirmecologia que me acolheram durante minha estada.

Agradeço à mestre Renata Cristina De Souza Coelho por sua contribuição para o trabalho.

Agradeço ao Prof. Dr. Jarbas Marçal de Queiroz por sua orientação e a oportunidade de eu realizar essa importante etapa do meu aperfeiçoamento acadêmico e profissional.

Agradeço à CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior-BR; código de financiamento-001) pela bolsa de estudos.

Meus agradecimentos ao Dr. Antonio José Mayhé-Nunes (UFRRJ) e à Dra. Maria Santina de Castro Morini (UMC) pela assistência nas identificações das formigas.

Agradeço aos professores pela disponibilidade em participar da banca e por sua generosidade em contribuir com sugestões para enriquecimento do trabalho.

Agradeço também à coordenação e à secretaria do PPGBA, todos os professores, e aos funcionários da UFRRJ que contribuíram de forma direta ou indireta para o sucesso dessa conquista.

RESUMO

SAMPAIO, Raquel Cetto. **Conservação da diversidade de formigas em fragmentos de florestas secundárias: o efeito da estrutura vegetal em diferentes períodos sazonais.** 2023. 34 p. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal). Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde, Departamento de Biologia Animal, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2023.

A destruição dos habitats florestais gera áreas extremamente fragmentadas e alterações na estrutura da vegetação. Isso modifica as características dos micro-habitats e a disponibilidade de recursos, afetando a diversidade de espécies animais. As formigas vêm se constituindo em um importante modelo para estudos sobre os efeitos de perturbações ambientais sobre a biodiversidade, devido a sua abundância, diversidade e relevante papel ecológico. Uma parte das espécies de formigas procura recursos diversos sobre as árvores e arbustos; e por isso, uma análise da estrutura da vegetação pode ajudar a entender os padrões de diversidade desses organismos. Fatores abióticos, como sazonalidade, também podem influenciar a diversidade da comunidade de formigas. Com base nisso, este estudo teve como objetivo investigar a distribuição da diversidade de espécies de formigas que procuram alimento em plantas encontradas em fragmentos de florestas secundárias em diferentes períodos sazonais. O estudo foi realizado em oito fragmentos de florestas em região de domínio de florestas ombrófilas semidecíduas no vale do Rio Paraíba, Estado do Rio de Janeiro. A partição aditiva da diversidade, a partição da diversidade β e a análise de correspondência canônica foram utilizadas para medir o efeito da sazonalidade e da estrutura da vegetação na distribuição da diversidade de espécies de formigas. A estação chuvosa influenciou positivamente a diversidade de formigas que procuram alimento em plantas. A composição foi afetada pela densidade das folhas dos arbustos na estação chuvosa e pelo diâmetro das árvores na estação seca. Cada fragmento preservou um conjunto diferente de espécies de formigas, e a estrutura da vegetação influenciou positivamente a diversidade de formigas. Estes resultados destacam a importância de conservar a maioria dos fragmentos florestais para melhor preservar o conjunto de espécies de formigas regionalmente.

Palavras-chave: Partição da diversidade, CCA, Variáveis ambientais, Sazonalidade.

ABSTRACT

SAMPAIO, Raquel Cetto. **Conservation of ant diversity in fragments of secondary forests: The effect of vegetation structure in different seasonal periods.** 2023. 34 p. Dissertation (Master of Science in Animal Biology). Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde, Departamento de Biologia Animal, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2023.

The destruction of forest habitats generates extremely fragmented areas and alterations in vegetation structure. This modifies the characteristics of micro-habitats and resource availability, affecting the diversity of animal species. Ants have become an important model for studying the effects of environmental disturbances on biodiversity because they exhibit high abundance, diversity, and ecological relevance. Some ant species forage for various resources on trees and shrubs; therefore, an analysis of vegetation structure can help understand the diversity patterns of these organisms. Abiotic factors, such as seasonality, can also influence ant community diversity. Based on this, the objective of this study was to investigate the distribution of species diversity of ants foraging on plants in fragments of secondary forests during different seasonal periods. The study was conducted in eight forest fragments in the region dominated by semi-deciduous ombrophilous forests in the Paraíba River Valley, State of Rio de Janeiro. Additive diversity partitioning, β diversity partitioning, and canonical correspondence analysis were used to measure the effect of seasonality and vegetation structure on the distribution of ant species diversity. The rainy season positively influenced the diversity of ants foraging on plants. Composition was affected by shrub leaf density in the rainy season and tree diameter in the dry season. Each fragment preserved a different set of ant species, and vegetation structure positively influenced ant diversity. These results highlight the importance of conserving the majority of forest fragments to better preserve the regional set of ant species.

Keywords: Diversity partitioning, CCA, Environmental variables, Seasonality.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	1
2 MATERIAL E MÉTODOS	4
2.1 Área de Estudo	4
2.2 Métodos de Amostragem	4
2.3 Estrutura da Vegetação	5
2.4 Análises de Dados	5
3 RESULTADOS	9
4 DISCUSSÃO	16
5 CONCLUSÃO	19
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	20

1 INTRODUÇÃO

A ação antrópica no uso da terra é um dos principais impulsionadores das mudanças nos ambientes naturais. A destruição do habitat para a conversão do uso da terra em agricultura intensiva e para a expansão urbana gera áreas fragmentadas e reduz drasticamente a população de milhares de espécies, representando uma séria ameaça à diversidade biológica (Wilson, 1989; IPBES, 2019). As áreas fragmentadas apresentam diferentes formas e tamanhos, e as distâncias entre elas variam bastante. Como a disponibilidade de habitats e a capacidade adaptativa da fisiologia das espécies influenciam a distribuição das espécies no espaço geográfico, as áreas fragmentadas podem passar por mudanças biogeográficas (Saunders et al., 1991; Ribas et al., 2005; Zhao et al., 2021). Como a degradação florestal altera o microclima, desestabiliza os ecossistemas de suporte e afeta a teia trófica, algumas espécies, especialmente as especialistas, podem ficar vulneráveis à extinção (Myers, 1988). Este é o caso do bioma da Mata Atlântica no Brasil, que é considerado um hotspot de biodiversidade, ou seja, apresenta um alto grau de riqueza de espécies e endemismo de plantas e animais, mas tem sofrido uma perda excepcional de habitat (Myers et al., 2000). Apenas cerca de 12% da vegetação original da Mata Atlântica permanece, com prevalência de pequenos fragmentos florestais (< 50 ha) (Ribeiro et al., 2009).

A partição da diversidade tem sido usada efetivamente para avaliar mudanças na distribuição de espécies em resposta a alterações no habitat (Crist et al., 2003; Ribeiro et al., 2008; Costa & Schmidt, 2022). Quando várias escalas espaciais são estudadas, os padrões de distribuição da diversidade de espécies podem mudar. A partição aditiva da diversidade é uma abordagem que permite analisar os padrões de distribuição da diversidade de espécies em diferentes escalas hierárquicas. Esta abordagem permite o uso da riqueza de espécies como métrica para medir a diversidade e também decompõe a diversidade total de espécies (γ) em componentes aditivos que representam o número médio de espécies dentro das amostras (α) e o número médio de espécies que variam entre as amostras (β). Como a partição aditiva da diversidade expressa os componentes α e β nas mesmas unidades de riqueza de espécies, ela permite que as contribuições de α e β para γ sejam comparadas em diferentes escalas espaciais (Crist et al., 2003; Ribeiro et al., 2008). Em uma hierarquia de diferentes escalas, a diversidade total pode ser expressa como $\gamma = \alpha_1 + \beta_1 + \beta_2 + \beta_3 + \dots + \beta_n$, onde n é o número de escalas (Veech et al., 2002; Ribeiro et al., 2008). Outra análise da diversidade de espécies é a partição da diversidade β , que difere da abordagem anterior, usando métricas baseadas na dissimilaridade de espécies e reflete fenômenos de *turnover*, a substituição de espécies que ocorrem em uma área por diferentes espécies em outra área, bem como fenômenos de aninhamento, onde uma área tem um subconjunto das espécies presentes em uma área mais rica (Baselga, 2010; Baselga & Orme, 2012).

Estudar os organismos e entender como respondem à fragmentação do ecossistema é importante para determinar as ações de conservação e proteção da diversidade de espécies. No entanto, plantas, aves e mamíferos recebem maior destaque em relação a pesquisas de conservação enquanto outros grupos (exemplo: insetos), são menos estudados apesar de sua importância ecológica (Clark & May, 2002; Troudet et al., 2017). Insetos são fundamentais para a reciclagem de matéria orgânica, polinização das plantas, dispersão de sementes e como alimento para vertebrados insetívoros, entre outros (Gullan & Cranston, 2019).

Muitos insetos interagem com estruturas vegetais (Gullan & Cranston, 2019), as quais são fontes de alimento, fornecem abrigo e locais de nidificação. Em uma planta hospedeira pode-se encontrar herbívoros, predadores, parasitos e parasitoides. Entre plantas e insetos existe maior persistência nas relações de interação, por exemplo, alguns insetos vivenciam toda sua

fase imatura em uma única planta hospedeira (Lewinsohn et al., 2012). Os insetos são sensíveis a sazonalidade, temperaturas baixas influenciam o comportamento dos insetos com diminuição de suas atividades (Triplehorn & Johnson, 2015; Gullan & Cranston, 2019).

Entre os insetos, as formigas (Hymenoptera: Formicidae) são um grupo importante e desempenham diversas funções ecológicas, como dispersão de sementes, predação de insetos herbívoros e alguns casos polinização (Elizalde et al., 2020). Presentes na maioria dos habitats terrestres, as formigas são fáceis de observar e sua biologia é relativamente bem estudada. As formigas são modelos de estudo acessíveis e se destacam por sua abundância e riqueza de espécies (Hölldobler & Wilson, 1990) e os padrões de distribuição da diversidade das formigas podem relacionar-se com a diversidade de outros grupos taxonômicos (Kass et al., 2022). As espécies de formigas podem ser encontradas construindo ninhos e forrageando desde o solo até o topo das árvores (Lucky et al., 2013). A vegetação é importante para as formigas, pois pode afetar as condições ambientais, como temperatura e umidade, e os recursos para diferentes espécies. Muitas espécies de formigas constroem ninhos e forrageiam em plantas em busca de recursos alimentares, como néctar extrafloral, secreções de Hemiptera e presas (Yanoviak & Kaspari, 2000; Ribas et al., 2003; Blüthgen et al., 2003; Blüthgen & Feldhaar, 2010). Algumas espécies de formigas que constroem ninhos no solo também forrageiam em plantas em busca de fontes de alimento (Martinez, 2015; Lange et al., 2019).

A riqueza de espécies de formigas pode estar positivamente associada à estrutura da vegetação (Oliveira et al., 2014), ou seja, uma vegetação mais heterogênea pode oferecer uma maior variedade de recursos alimentares e locais de nidificação para as espécies de formigas (Ribas et al., 2003; Rico-Gray et al., 2012). Em uma escala regional, fragmentos de habitat podem estar em diferentes estágios de sucessão e ter uma história de impactos diferente, o que influencia a riqueza e composição das espécies de formigas (Leal et al., 2012). A limitação de dispersão das formigas também pode influenciar o padrão de distribuição das espécies em paisagens fragmentadas (por exemplo, Zhao et al., 2021). Muitos estudos mostraram que a cobertura florestal altera o microclima e influencia a diversidade de formigas (Perfecto & Vandermeer, 1996; Ahuatzin et al., 2019; Ahuatzin et al., 2022; Costa & Schmidt, 2022). Fatores abióticos fortemente ligados à sazonalidade, como temperatura e precipitação, também podem influenciar a diversidade da comunidade de formigas (Rico-Gray et al., 2012; Marques et al., 2017; Calixto et al., 2021).

Dentro do bioma da Mata Atlântica, a região do vale do Rio Paraíba do Sul é uma das áreas que sofreu grandes alterações ao longo do tempo devido às mudanças no uso da terra. A destruição das florestas para o cultivo agrícola, principalmente a cultura do café, gerou perda e fragmentação de habitats (Stein, 1990; Drummond, 1997; Pereira et al., 2017). A mudança na estrutura da vegetação pode alterar o microclima e afetar a qualidade do habitat, o que pode interferir nas espécies na comunidade (Myers, 1988). No entanto, o efeito da influência dessas mudanças pode variar de acordo com características específicas de cada fragmento de habitat (Saunders et al., 1991).

Neste estudo, foi investigada a distribuição da diversidade de espécies de formigas que forrageiam plantas em diferentes períodos sazonais em fragmentos de florestas secundárias na região do vale do Rio Paraíba, no município de Vassouras-RJ. As seguintes hipóteses foram testadas: H1) A sazonalidade modula a distribuição da diversidade de espécies de formigas. H2) A distância entre os fragmentos influencia a composição de espécies de formigas. H3) A estrutura da vegetação modula a composição de espécies de formigas nos fragmentos florestais. Espera-se que a diversidade de formigas sobre plantas seja maior na estação chuvosa, e que a semelhança na composição de espécies de formigas seja maior entre fragmentos mais próximos. Também é esperado que a diversidade de espécies de formigas esteja positivamente correlacionada com as variáveis ambientais usadas para caracterizar a estrutura da vegetação: riqueza de árvores, densidade de árvores, densidade de folhas de arbustos e circunferência

média à altura do peito (CBH) das árvores.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de Estudo

O trabalho de campo foi realizado em oito fragmentos florestais na região do vale do Rio Paraíba, no município de Vassouras, estado do Rio de Janeiro, sudeste do Brasil ($22^{\circ}24'14''S$; $43^{\circ}39'45''W$) (Figura 1). Vassouras está localizada entre as serras do Mar e da Mantiqueira, a uma altitude de 418 metros acima do nível do mar (AGEVAP, 2018). Com base na classificação climática de Köppen, o clima é CWA - subtropical úmido, com inverno seco e predominância de chuvas no verão (Köppen, 1948; Peel et al., 2007). No mês mais frio, a temperatura média é de $18^{\circ}C$; e no mês mais quente é de $23^{\circ}C$. A precipitação anual é de 1280 mm (Francelino et al., 2012). A região é de interesse ecológico, pois pertence ao bioma da Mata Atlântica. A fitofisionomia é remanescente de florestas estacionais semideciduais e de floresta ombrófila. Caracterizada predominantemente por vegetação arbórea e arbustiva caducifólia, lianas e epífitas (Veloso et al., 1991; AGEVAP, 2018). Esta região tem sofrido degradação ambiental contínua desde o século XIX, principalmente devido à remoção da cobertura florestal para plantações de café (Stein, 1990; Drummond, 1997). Um estudo recente na região de Vassouras revela uma paisagem com predomínio de pastagens, cobertura florestal muito fragmentada e ausência de grandes remanescentes florestais (Pereira et al., 2017).

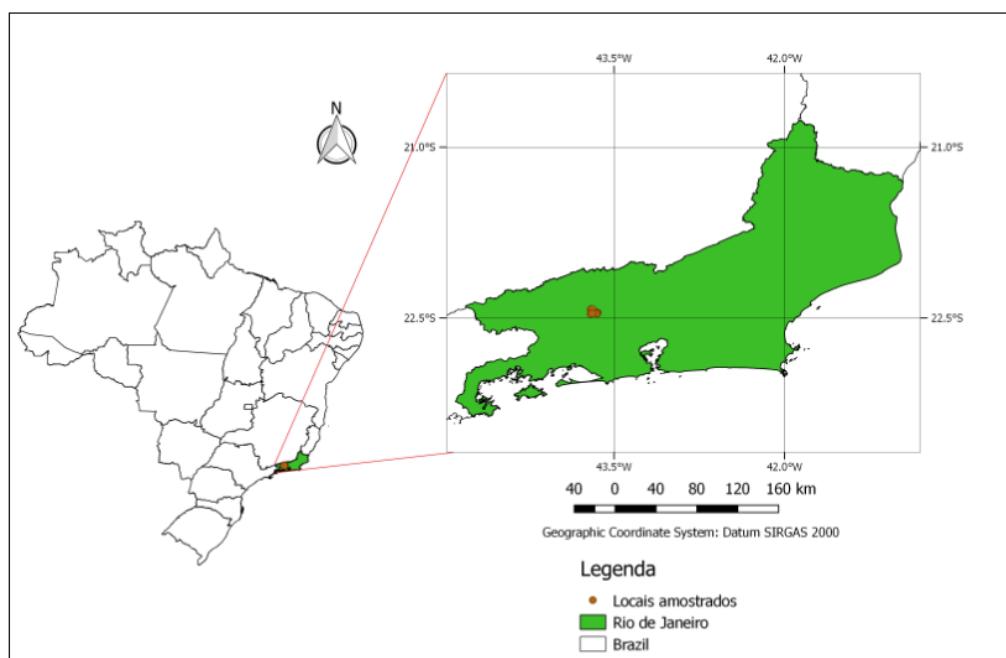


Figura 1. Localização onde as amostras foram realizadas. Fonte QGIS

2.2 Métodos de Amostragem

Foram selecionados oito fragmentos de florestas secundárias. As coordenadas geográficas foram utilizadas para obter a distância geográfica dos fragmentos. A distância média foi de 1365.53 ± 331.82 m (SD). A maior distância entre os fragmentos foi de 1854.46

m e a menor foi de 908,83 m. O fragmento escolhido de maior tamanho tinha 780 ha e o menor tinha 3,55 ha.

Foi demarcada uma parcela de 30 m x 40 m em cada fragmento, a 50 m da borda. Em cada parcela, 20 árvores foram marcadas com uma distância mínima de 10 m entre elas para evitar a dominação do alimento pelas operárias da mesma colônia (Baccaro et al., 2010; Baccaro et al., 2011). As árvores tinham circunferência à altura do peito (CBH) entre 15 e 40 cm. Além disso, também foi selecionado um arbusto a 1-2 m de distância de cada árvore marcada, totalizando 40 pontos de amostragem (20 árvores e 20 arbustos) por fragmento. A coleta de formigas foi realizada em cada ponto de amostragem durante o inverno (estaçao seca) de 2009 e durante o verão (estaçao chuvosa) de 2010 (Coelho, 2011).

O método de amostragem de formigas seguiu Freitas et al. (2003), no qual o mesmo número de iscas (sardinhas) foi colocado em cada ponto de amostragem por uma hora. A isca foi colocada diretamente no tronco das árvores a uma altura de 1,30 m acima do solo. Nos arbustos, a isca foi colocada em papel branco (medindo 10 cm x 12 cm) a uma altura de aproximadamente um metro. As iscas foram colocadas entre 10:30 e 11:00 da manhã. Após uma hora, as formigas que visitavam as iscas foram coletadas por um minuto. No total, cada fragmento recebeu 20 iscas em arbustos (1 por arbusto) e 20 iscas em árvores (1 por árvore) por estação, totalizando 40 iscas na estação chuvosa e 40 iscas na estação seca por fragmento.

Os espécimes de formigas coletados foram preservados em álcool a 70%. Chaves taxonômicas foram usadas para identificar as formigas no nível de subfamílias e gêneros no laboratório (Bolton, 1994; Palacio & Fernández, 2003). As morfoespécies foram identificadas por comparação com a Coleção Entomológica Costa Lima, do Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, onde os espécimes foram depositados (Coelho, 2011).

2.3 Estrutura da Vegetação

Para caracterizar a estrutura da vegetação, diferentes medidas foram tomadas. A densidade das folhas dos arbustos foi estimada usando um bastão graduado vertical de um metro e contando quantas vezes as folhas de um arbusto marcado tocavam o bastão (Mantovani & Martins, 1990). O procedimento foi repetido em todos os 20 arbustos de cada fragmento florestal. Para ponderar a riqueza e densidade de árvores dentro da parcela demarcada nos fragmentos, todas as árvores com CBH acima de 15 cm foram contadas e morfoespeciadas (Moro & Martins, 2011). A densidade de árvores e folhas de arbustos representava a quantidade de recursos disponíveis. Como diferentes árvores podem representar variedade de alimentos e abrigo, a riqueza de árvores foi um indicador de heterogeneidade ambiental (Hölldobler & Wilson, 1990; Ribas et al., 2003; Campos et al., 2006).

2.4 Análises de Dados

Para testar se a sazonalidade modula a distribuição da diversidade de espécies de formigas que procuram alimento em plantas (*Hipótese 1*), foi comparada a diversidade de formigas em diferentes escalas espaciais e estações. A partição aditiva da diversidade foi utilizada para avaliar a proporção da diversidade total (γ) encontrada em diferentes amostras, estratos (árvores ou arbustos) e fragmentos. Separadamente para as estações chuvosa e seca. Foram utilizados dados de ocorrência de espécies por isca. Em uma hierarquia de diferentes escalas, a diversidade total foi expressa como $\gamma = \alpha_1 + \beta_1 + \beta_2 + \beta_3$, onde os componentes aditivos estão nas mesmas unidades de riqueza de espécies, representando o número médio de espécies dentro das amostras (α_1), o número médio de espécies que variam entre as amostras (β_1), o

número médio de espécies que variam entre os estratos (β_2) e o número médio de espécies que variam entre os fragmentos (β_3) (Figura 2). Os valores médios obtidos por observação em cada escala hierárquica foram comparados com os valores médios esperados obtidos por randomização, e a hipótese nula de que os valores observados poderiam ter sido obtidos pela distribuição aleatória de indivíduos foi testada em todas as escalas hierárquicas (Crist et al., 2003; Ribeiro et al., 2008). Foi utilizada a partição da diversidade β para avaliar a dissimilaridade da composição de espécies de formigas que forrageiam em plantas entre diferentes amostras, estratos e fragmentos. Nesta abordagem, a diversidade β foi dividida nos componentes de *turnover* e aninhamento. O índice de Sørensen foi utilizado como medida de dissimilaridade. A análise retorna três valores, que são a dissimilaridade total (β_{SOR}) e os componentes de *turnover* (β_{SIM}) e aninhamento (β_{SNE}). β_{SOR} reflete a diferença total na composição de espécies entre as comunidades avaliadas e pode ser expresso como $\beta_{SOR} = \beta_{SIM} + \beta_{SNE}$ (Baselga, 2010; Baselga & Orme, 2012). Os valores de β_{SIM} e β_{SNE} variam de 0 a β_{SOR} , com valores mais próximos de β_{SOR} indicando uma maior contribuição do componente para a dissimilaridade.

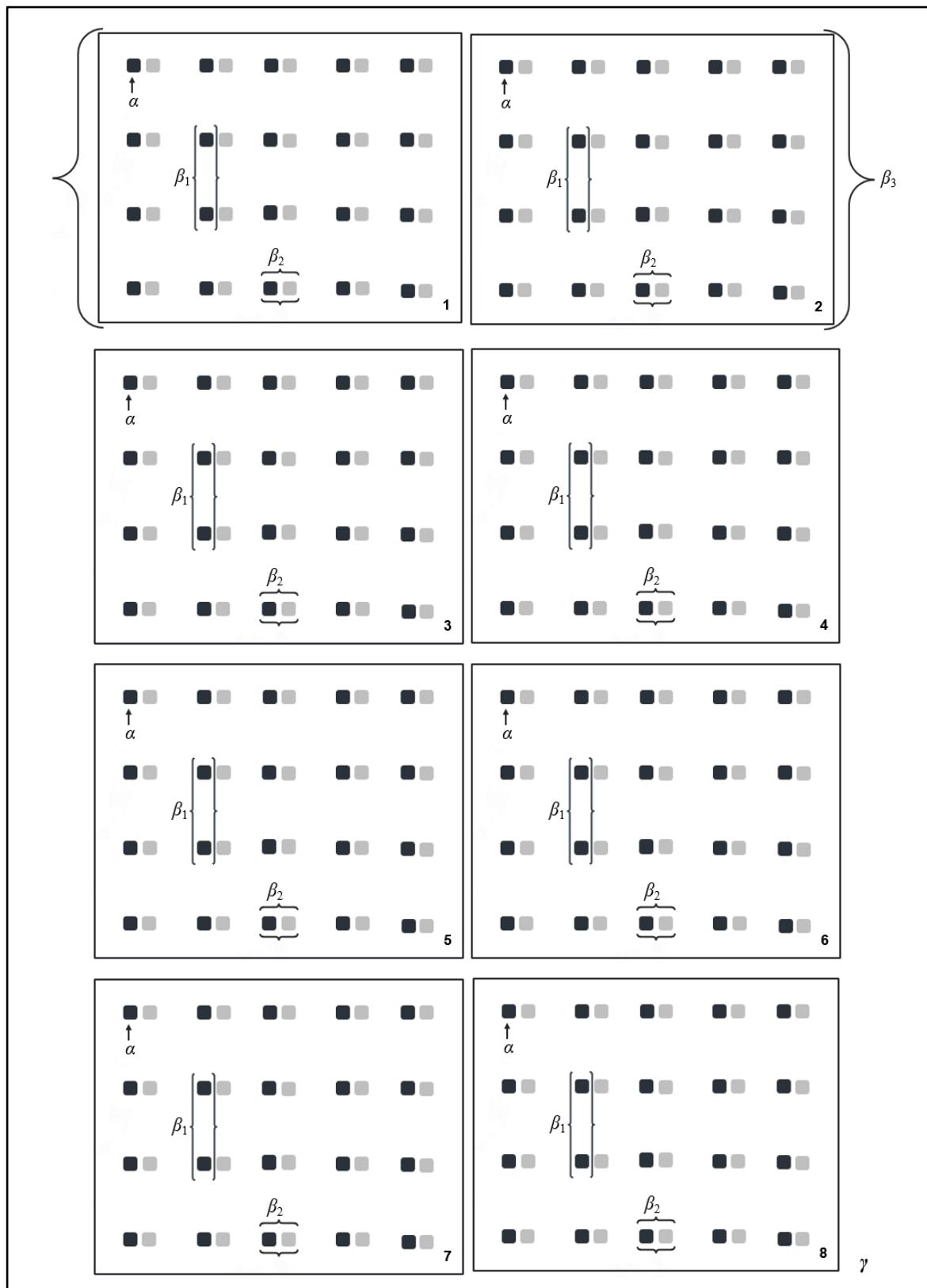


Figura 2. Esquema representativo do desenho amostral e das diferentes escalas espaciais. Cada retângulo numerado representa um fragmento. Os quadrados pretos representam amostras de árvores e os quadrados cinzas representam amostras de arbustos. α -unidade amostral; β_1 - variação entre amostras; β_2 - variação entre estratos (arbóreo e arbustivo); β_3 - variação entre fragmentos; γ - diversidade total.

Para testar se a distância entre os fragmentos afeta a composição de espécies de formigas que forrageiam em plantas (*Hipótese 2*), foi realizado um teste de Mantel usando a distância euclidiana. As coordenadas geográficas dos fragmentos foram usadas para examinar a relação entre a distância geográfica e a composição de espécies.

Para investigar se a estrutura da vegetação modula a composição de espécies de formigas em fragmentos florestais (*Hipótese 3*), examinamos as relações entre variáveis ambientais (riqueza de árvores, densidade de árvores, densidade de folhas de arbustos e média da CBH das árvores) e a composição de espécies de formigas, utilizando a análise de correspondência canônica (CCA). As análises foram realizadas separadamente para as estações chuvosa e seca. A matriz de espécies consistia nos dados de presença de espécies por fragmento, que foi transformada para o logaritmo na base 10 e analisada com a distância de Bray-Curtis. Riqueza de árvores, densidade de árvores, densidade de folhas de arbustos e média da CBH das árvores no fragmento foram utilizadas como variáveis ambientais.

Todas as análises foram realizadas no software R versão 4.1.0 (R Development Core Team, 2021), utilizando os pacotes vegan (Oksanen et al., 2018) e betapart (Baselga & Orme, 2012).

3 RESULTADOS

Um total de 68 espécies de formigas foi coletado, distribuído em 19 gêneros e 7 subfamílias: Myrmicinae (30), Dolichoderinae (15), Formicinae (10), Pseudomyrmecinae (7), Ponerinae (3), Ectatomminae (2) e Dorylinae (1) (Figura 3, Tabela 1). A subfamília Myrmicinae apresentou a maior riqueza de espécies (30). *Pheidole* foi o gênero com a maior riqueza de espécies (12), seguido por *Linepithema* (9), *Solenopsis* (8), *Pseudomyrmex* (7) e *Crematogaster* (4). Entre as espécies identificadas mais frequentes estão *Camponotus sericeiventris*, *C. fastigatus* e *Myrmelachista catharinae* (Tabela 1).

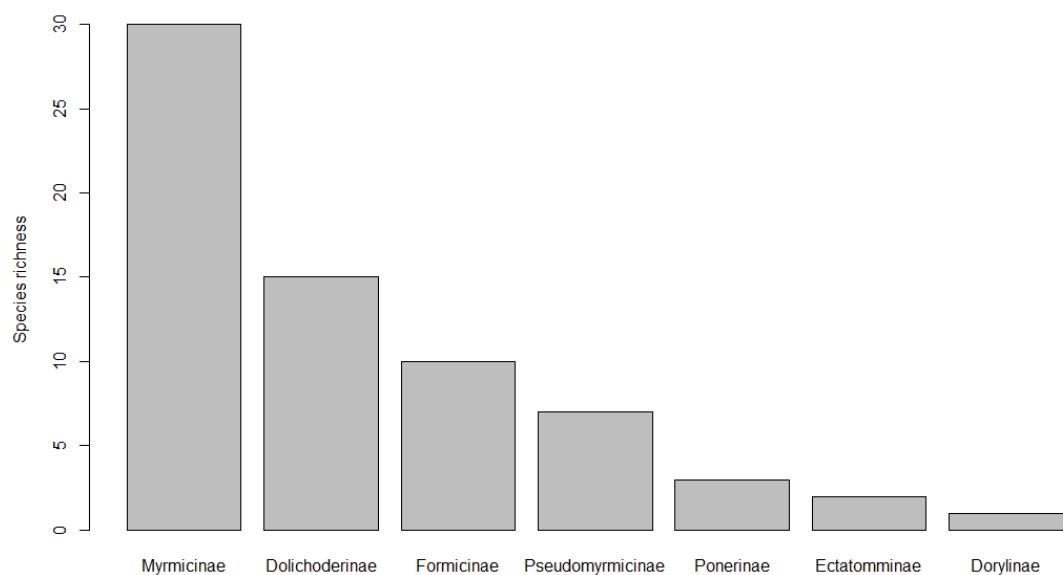


Figura 3. Riqueza de espécies de formigas nas subfamílias amostradas nos fragmentos do município de Vassouras, RJ.

Tabela 1. Tamanho dos oito fragmentos florestais e registros de espécies de formigas coletados em iscas nos fragmentos durante as estações chuvosa (C) e seca (S) na área de estudo da Mata Atlântica.

	Fragmento (tamanho em ha)								Total (ha)	Estação
	1 (780)	2 (53.4)	3 (35.5)	4 (31.2)	5 (27.9)	6 (6)	7 (5.9)	8 (3.5)	943.4	
Dolichoderinae										
<i>Azteca</i> sp1	1	1	0	1	0	0	1	1	5	S C
<i>Azteca</i> sp2	0	0	0	1	0	0	0	0	1	S
<i>Azteca</i> sp3	0	0	0	0	0	0	0	1	1	C
<i>Dolichoderus attelaboides</i> (Fabricius, 1775)	0	0	0	0	1	0	0	0	1	C
<i>Linepithema iniquum</i> (Mayr, 1870)	1	1	1	0	1	0	0	1	5	S C
<i>Linepithema</i> sp1	1	0	0	0	0	1	0	0	2	C
<i>Linepithema</i> sp2	1	0	0	0	1	1	0	0	3	S C
<i>Linepithema</i> sp3	0	0	1	0	1	0	1	0	3	S C
<i>Linepithema</i> sp4	0	0	1	0	0	0	0	0	1	S
<i>Linepithema</i> sp5	0	0	0	0	1	1	0	0	2	S C
<i>Linepithema</i> sp6	0	0	0	0	1	0	0	0	1	S
<i>Linepithema</i> sp7	0	0	0	0	0	0	1	0	1	S
<i>Linepithema</i> sp8	0	0	0	0	0	0	0	1	1	C
<i>Tapinoma atriceps</i> Emery, 1888	0	0	0	0	1	0	0	1	2	S
<i>Tapinoma melanocephalum</i> (Fabricius, 1793)	0	0	0	0	0	1	0	0	1	S
Dorylinae										
<i>Labidus</i> sp	1	0	0	0	0	0	0	0	1	S
Ectatomminae										
<i>Ectatomma edentatum</i> Roger, 1863	0	0	0	0	0	1	1	0	2	C
<i>Gnamptogenys</i> sp	1	0	0	0	0	0	0	0	1	C
Formicinae										
<i>Brachymyrmex</i> sp1	1	0	0	0	0	1	1	1	4	S C
<i>Brachymyrmex</i> sp4	0	0	1	0	0	0	0	0	1	C
<i>Brachymyrmex</i> sp5	0	0	1	0	0	0	0	0	1	S C
<i>Brachymyrmex</i> sp6	0	0	0	0	0	1	0	0	1	S
<i>Camponotus crassus</i> Mayr, 1862	1	1	0	1	1	0	1	1	6	S C
<i>Camponotus fastigatus</i> Roger, 1863	1	1	1	1	1	1	0	1	7	S C
<i>Camponotus sericeiventris</i> (Guérin-Méneville, 1838)	1	1	1	1	1	0	0	0	5	S C
<i>Camponotus striatus</i> (Smith, 1862)	0	1	0	0	0	0	0	0	1	C
<i>Camponotus</i> sp3	1	1	0	1	1	0	1	1	6	S C
<i>Myrmelachysta catharinae</i> Mayr, 1887	1	1	0	1	0	1	1	1	6	S C
Myrmicinae										
<i>Cephalotes atratus</i> (Linnaeus, 1758)	0	1	0	1	1	0	1	0	4	S C
<i>Cephalotes notatus</i> (Mayr, 1866)	0	0	0	0	0	0	0	1	1	S
<i>Cephalotes pusillus</i> (Klug, 1824)	0	0	0	1	1	0	0	0	2	S C
<i>Crematogaster evallans</i> Forel, 1907	0	0	0	1	1	0	1	1	4	S C
<i>Crematogaster</i> sp2	1	0	0	0	0	0	0	0	1	C

(Continua)

Tabela 1. Continuação

	Fragmento (tamanho em ha)								Total (ha)	Estação
	1 (780)	2 (53.4)	3 (35.5)	4 (31.2)	5 (27.9)	6 (6)	7 (5.9)	8 (3.5)		
<i>Crematogaster</i> sp4	0	0	0	1	0	0	0	0	1	C
<i>Crematogaster</i> sp5	0	0	0	0	0	0	0	1	1	C
<i>Pheidole gertrudae</i> Forel, 1886	0	0	1	0	1	0	0	0	2	SC
<i>Pheidole</i> sp1	0	0	0	1	0	0	1	0	2	SC
<i>Pheidole</i> sp3	1	0	0	0	0	0	0	0	1	S
<i>Pheidole</i> sp4	1	0	0	0	0	1	0	0	2	SC
<i>Pheidole</i> sp5	1	1	0	0	1	1	1	0	5	SC
<i>Pheidole</i> sp6	0	1	0	0	0	0	0	0	1	C
<i>Pheidole</i> sp8	0	0	1	0	0	0	0	0	1	C
<i>Pheidole</i> sp9	0	0	0	1	0	1	0	0	2	C
<i>Pheidole</i> sp10	0	0	0	0	1	1	0	0	2	S
<i>Pheidole</i> sp11	0	0	0	0	0	1	0	0	1	C
<i>Pheidole</i> sp12	0	0	0	0	1	0	0	0	1	C
<i>Pheidole</i> sp13	0	0	0	0	0	1	0	0	1	C
<i>Procryptocerus montanus</i> Kempf, 1957	1	0	0	0	0	0	0	0	1	S
<i>Procryptocerus</i> sp1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	SC
<i>Solenopsis</i> sp1	0	0	0	0	0	1	0	0	1	S
<i>Solenopsis</i> sp2	1	1	1	0	0	1	1	0	5	SC
<i>Solenopsis</i> sp3	0	1	0	1	1	1	1	0	5	SC
<i>Solenopsis</i> sp4	0	0	0	0	0	0	1	1	2	C
<i>Solenopsis</i> sp5	0	0	0	0	0	1	0	0	1	C
<i>Solenopsis</i> sp6	0	1	0	0	0	0	0	0	1	C
<i>Solenopsis</i> sp7	0	0	0	0	0	1	0	0	1	C
<i>Solenopsis</i> sp8	0	0	0	0	0	0	1	0	1	C
<i>Wasmannia auropunctata</i> (Roger, 1863)	1	0	0	0	1	1	0	0	3	C
Ponerinae										
<i>Neoponera venusta</i> Forel, 1912	0	0	0	1	0	0	0	0	1	C
<i>Neoponera villosa</i> (Fabricius, 1804)	0	0	0	1	0	0	0	0	1	C
<i>Odontomachus chelifer</i> (Latreille, 1802)	0	0	0	0	0	1	0	0	1	C
Pseudomyrmecinae										
<i>Pseudomyrmex schuppi</i> (Forel, 1901)	0	1	1	1	0	0	0	1	4	SC
<i>Pseudomyrmex tenuis</i> (Fabricius, 1804)	0	0	0	0	0	0	0	1	1	C
<i>Pseudomyrmex</i> sp1	1	0	0	1	0	0	0	0	2	SC
<i>Pseudomyrmex</i> sp2	1	0	1	0	0	0	0	0	2	C
<i>Pseudomyrmex</i> sp3	0	1	0	0	0	0	0	0	1	C
<i>Pseudomyrmex</i> sp5	0	1	0	0	0	0	0	0	1	S
<i>Pseudomyrmex</i> sp6	0	0	0	1	1	0	0	1	3	SC

Durante a estação chuvosa, a diversidade total (γ) foi de 55 espécies, com os valores observados e esperados para os componentes aditivos: dentro das amostras (α_1): 1,38 e 1,36 ($p = 0,05$); entre as amostras (β_1): 8,31 e 11,88 ($p = 0,01$); entre os estratos (β_2): 4,56 e 7,96 ($p = 0,01$); e entre os fragmentos (β_3): 40,75 e 33,80 ($p = 0,01$) (Tabela 2, Figura 4). Durante a estação seca, a diversidade total (γ) foi de 38 espécies, com os valores observados e esperados para os componentes aditivos: dentro das amostras (α_1): 1,21 e 1,20 ($p = 0,67$); entre as amostras (β_1): 3,85 e 4,93 ($p = 0,01$); entre os estratos (β_2): 3,44 e 4,75 ($p = 0,01$); e entre os fragmentos (β_3): 29,50 e 27,11 ($p = 0,01$) (Tabela 2, Figura 4).

Na estação chuvosa, a análise de partição da diversidade β resultou nos seguintes valores: entre as amostras ($\beta_{\text{SIM}} = 0,989$; $\beta_{\text{SNE}} = 0,005$; $\beta_{\text{SOR}} = 0,994$), entre os estratos ($\beta_{\text{SIM}} = 0,236$; $\beta_{\text{SNE}} = 0,072$; $\beta_{\text{SOR}} = 0,309$) e entre os fragmentos ($\beta_{\text{SIM}} = 0,800$; $\beta_{\text{SNE}} = 0,026$; $\beta_{\text{SOR}} = 0,827$). Na estação seca, a análise resultou nos seguintes valores: entre as amostras ($\beta_{\text{SIM}} = 0,982$; $\beta_{\text{SNE}} = 0,013$; $\beta_{\text{SOR}} = 0,995$), entre os estratos ($\beta_{\text{SIM}} = 0,300$; $\beta_{\text{SNE}} = 0,161$; $\beta_{\text{SOR}} = 0,461$) e entre os fragmentos ($\beta_{\text{SIM}} = 0,833$; $\beta_{\text{SNE}} = 0,027$; $\beta_{\text{SOR}} = 0,861$).

Tabela 2. Significado estatístico da partição espacial da diversidade de espécies de formigas nas estações chuvosa e seca em diferentes escalas nos fragmentos da Mata Atlântica, Vassouras-RJ, Brasil. Comparação dos valores observados e esperados em diferentes escalas hierárquicas. Um valor de p igual ou menor que 0,05 indica que a diversidade observada difere significativamente dos valores esperados em uma distribuição aleatória.

Diversidade	Escala	Observado	(%)	Esperado	P
Estação chuvosa					
α_1	Amostra	1.38	2.5	1.36	0.05
β_1	Entre amostras	8.31	15.1	11.88	0.01
β_2	Entre estratos	4.56	8.3	7.96	0.01
β_3	Entre fragmentos	40.75	74.1	33.80	0.01
γ		55	100	55	
Estação seca					
α_1	Amostra	1.21	3.2	1.20	0.67
β_1	Entre amostras	3.85	10.1	4.93	0.01
β_2	Entre estratos	3.44	9.1	4.75	0.01
β_3	Entre fragmentos	29.50	77.6	27.11	0.01
γ		38	100	38	

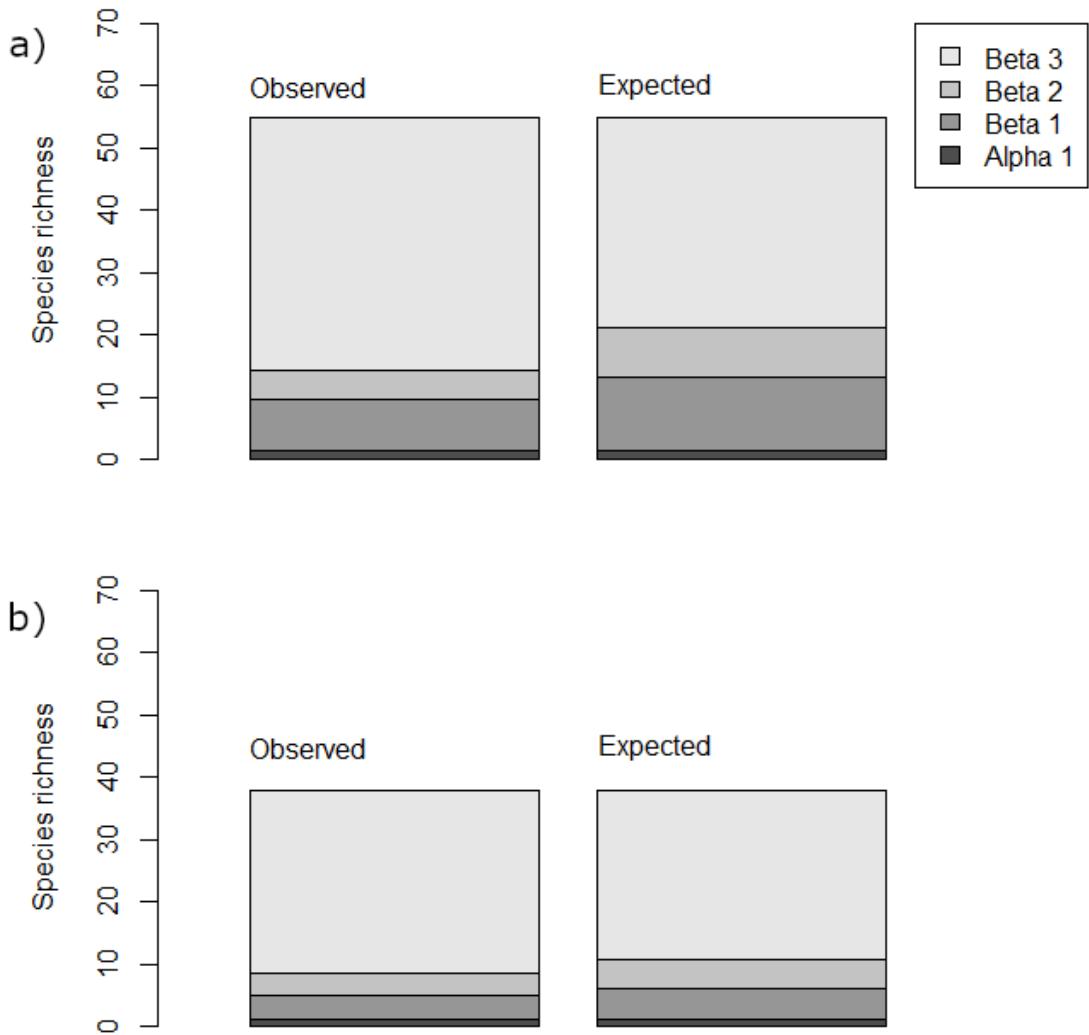


Figura 4. Total de espécies de formigas explicado pela diversidade alfa e beta em quatro escalas espaciais na estação chuvosa (a) e na estação seca (b). β_3 - número médio de espécies que variam entre os fragmentos; β_2 - número médio de espécies que variam entre estratos; β_1 - número médio de espécies que variam entre amostras; α_1 - número médio de espécies dentro das amostras. As contribuições para a diversidade total de espécies de formigas em cada escala foram determinadas pela partição aditiva da diversidade e expressas como proporções da diversidade total. A partição observada é comparada ao valor esperado de uma distribuição aleatória.

Os testes de Mantel mostraram que não houve relação da distância geográfica entre os fragmentos e a composição de espécies da comunidade de formigas nos fragmentos (estação chuvosa - $r: 0,14$, $p = 0,253$; estação seca - $r: 0,24$, $p = 0,109$).

Na estação chuvosa, a CCA mostrou que a densidade de folhas de arbustos afetou a composição de espécies de formigas ($F = 1,41$, $df = 1$, $p = 0,04$, Figura 5a), com o eixo 1 explicando 19,08% da variância. Na estação seca, a CCA mostrou que a média da CBH das árvores afetou a composição de espécies de formigas ($F = 1,34$, $df = 1$, $p = 0,004$, Figura 5b), com o eixo 1 explicando 18,30% da variação. A riqueza de árvores e a densidade de árvores não foram estatisticamente significativas.

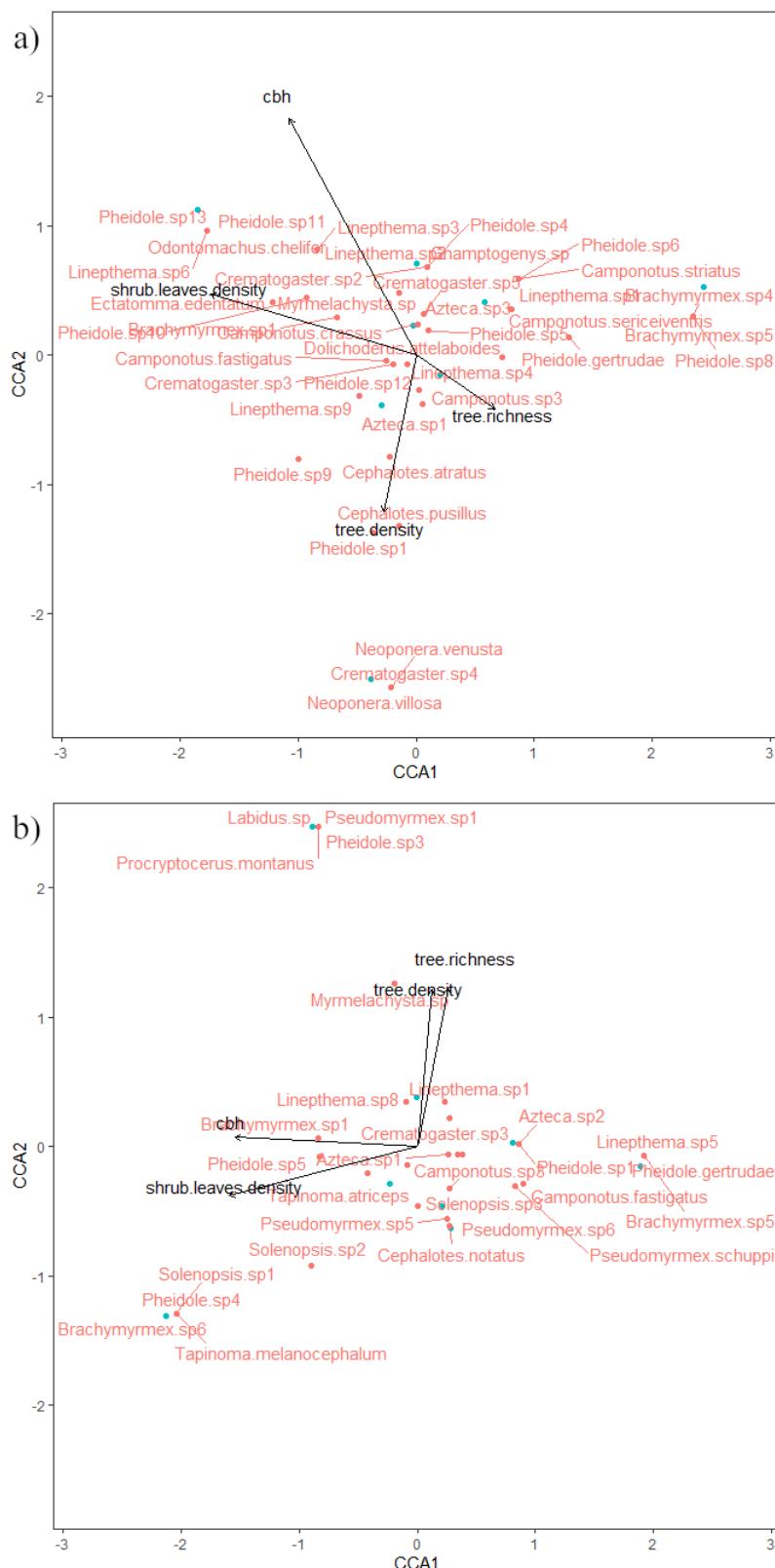


Figura 5. Análise de correspondência canônica com os eixos 1 e 2 mostrando a organização das espécies de acordo com variáveis ambientais (densidade de árvores; riqueza de árvores; densidade de folhas de arbustos; circunferência média à altura do peito (cbh) na estação chuvosa (a) e na estação seca (b).

4 DISCUSSÃO

Os resultados mostraram que a diversidade de espécies de formigas que procuram alimento em plantas foi maior na estação chuvosa. Além disso, a dissimilaridade na composição de espécies de formigas refletiu a substituição de espécies que ocorrem em uma área por diferentes espécies em outra área (*turnover*). A composição de espécies de formigas não foi influenciada pela distância entre os fragmentos. Além disso, a diversidade de espécies de formigas foi positivamente correlacionada com a densidade de folhas de arbustos e a circunferência média à altura do peito (CBH) das árvores.

Definir áreas prioritárias é uma estratégia fundamental no processo de planejamento de investimento em conservação. Nesse contexto, o uso de comunidades de espécies como medidas da biodiversidade, permite estimar a dissimilaridade entre áreas na região de interesse para esforços de conservação. Essa abordagem possibilita maior eficiência na tomada de decisão quanto a conservação da biodiversidade (Margules & Pressey, 2000). Diante disso, as formigas vêm se constituindo em um importante modelo para estudos sobre os efeitos de perturbações ambientais sobre a biodiversidade, devido a sua abundância, diversidade e relevante papel ecológico. Sensíveis às mudanças ambientais, as formigas têm sido utilizadas como bioindicadores úteis na avaliação de alterações no meio ambiente (Andersen & Majer, 2004; Freitas et al., 2006; Leal et al., 2012).

Neste estudo, foram coletadas 68 espécies de formigas distribuídas em 19 gêneros. Embora a riqueza de formigas que forrageiam em plantas em florestas tropicais seja variável, os resultados são semelhantes a estudos anteriores (Majer, 1990; Klimes et al., 2015). Esses resultados variam de acordo com o esforço de amostragem e o estado de conservação da área, sendo que áreas de floresta secundária abrigam menos diversidade (Majer, 1990; Klimes et al., 2015).

Pheidole foi o gênero com maior riqueza de espécies (12), seguido por *Linepithema* (9), *Solenopsis* (8), *Pseudomyrmex* (7) e *Camponotus* (5). O gênero *Pheidole* é hiperdiverso e muito tolerante às mudanças físicas no meio ambiente (Andersen, 1991; Baccaro et al., 2015); muitas espécies de *Pheidole* têm um hábito generalista e são dominantes nas iscas (Baccaro et al., 2015; Achury et al., 2020). Predominante em vários estudos (Andersen, 1991; Baccaro et al., 2015), o gênero *Pheidole* tem espécies que forrageiam tanto no solo como na vegetação (Wilson, 2003; Rosumek, 2017). As espécies do gênero *Linepithema* também são consideradas dominantes e forrageiam na vegetação apesar de nidificarem no solo. Utilizam recursos de origem animal e vegetal, e como algumas espécies são abundantes e agressivas recrutando em massa, podendo exercer forte dominância com outras formigas (Baccaro et al., 2015; Rosumek, 2017). *Solenopsis* foi outro gênero predominante, também são agressivas e muitas espécies toleram bem as mudanças ambientais, sendo generalistas e forrageando por uma variedade de recursos (Andersen, 1991; Baccaro et al., 2015). *Pseudomyrmex* é um gênero tipicamente arbóreo, nidifica em galhos e troncos, tem hábito alimentar diverso e forrageia na vegetação - arbórea e arbustiva. Algumas espécies de *Pseudomyrmex* são muito agressivas. O gênero *Camponotus*, possui maior diversidade, muitas espécies são onívoras e forrageiam na vegetação, embora a maioria das espécies tenha pouco de sua biologia conhecida (Baccaro et al., 2015; Rosumek, 2017).

A disponibilidade de água está correlacionada com fenofases das plantas (por exemplo, brotação de folhas, floração e frutificação) de muitas espécies de plantas tropicais (Van Schaik et al., 1993; Novaes et al., 2020; Calixto et al., 2021) e, portanto, com os recursos oferecidos por essas plantas à fauna. A dieta das espécies de formigas que forrageiam em plantas é principalmente baseada em recursos derivados de plantas ou indiretamente, como excreções de insetos (ex. *honeydew*) e presas (Blüthgen & Feldhaar, 2010). A estação chuvosa favorece a

abundância de recursos (Morellato et al., 2013; Calixto et al., 2021). A disponibilidade de recursos promove uma maior intensidade de forrageamento das colônias de formigas e eventual controle do recurso por espécies dominantes. Essa dominância influencia a resposta comportamental de outras espécies de formigas, afetando a comunidade de formigas em termos de distribuição de espécies e atividade (Baccaro et al., 2010).

Na partição aditiva da diversidade, α_1 teve valores baixos, sendo ligeiramente mais elevado na estação chuvosa (1,38 e 1,36 ($p = 0,05$)) do que na estação seca (1,21 e 1,20 ($p = 0,67$)). O valor observado de α_1 não foi significativo em relação ao valor esperado na estação seca, possivelmente devido à maior escassez de recursos durante esta estação (Morellato et al., 2013; Calixto et al., 2021). O β_1 observado foi significativamente mais baixo do que o esperado na estação chuvosa (8,31 e 11,88 ($p = 0,01$)) e na estação seca (3,85 e 4,93 ($p = 0,01$)). Os valores baixos de α_1 e β_1 são encontrados em outros trabalhos e podem ser explicados pelo comportamento dominante das formigas na proteção e monopolização das iscas (Yanoviak & Kaspari, 2000; Baccaro et al., 2010, 2011). A isca de sardinha utilizada pode ter contribuído para os baixos valores de diversidade da amostra. Embora as espécies de formigas tenham preferências diferentes por fontes de alimentos, vitaminas, minerais e proteínas são essenciais para atender às necessidades nutricionais dos imaturos e para a produção de ovos, enquanto os carboidratos são importantes para a nutrição dos adultos (Fowler et al., 1991). É importante observar que, embora muitas espécies de formigas tenham uma dieta variada, incluindo fontes de alimentos tanto de origem vegetal quanto animal, algumas espécies têm uma dieta principalmente à base de plantas (ex. néctar, elaiossomas e *honeydew*) (Blüthgen & Feldhaar, 2010). O β_2 observado foi significativamente mais baixo do que o esperado na estação chuvosa (4,56 e 7,96 ($p = 0,01$)) e na estação seca (3,44 e 4,75 ($p = 0,01$)). Esse resultado pode ser devido às mesmas espécies de formigas explorando os recursos de ambos os estratos nas estações chuvosa e seca. Como muitas espécies encontradas eram generalistas e com ninhos no solo, como os gêneros *Pheidole*, *Linepithema* e *Solenopsis* (Baccaro et al., 2015), essas formigas acabam explorando todos os recursos disponíveis, forrageando em ambos os estratos: arbóreo e arbustivo. O β_3 observado foi significativamente mais alto do que o esperado na estação chuvosa (40,75 e 33,80 ($p = 0,01$)) e na estação seca (29,50 e 27,11 ($p = 0,01$)), indicando que a alta diversidade encontrada se deve à variação na riqueza entre os fragmentos. O β_3 observado foi maior na estação chuvosa do que na estação seca. Os resultados significativos mostraram que a hipótese nula de que os valores observados poderiam ter sido obtidos pela distribuição aleatória de indivíduos foi rejeitada.

Os resultados da análise de partição da diversidade β mostraram que o componente de turnover (β_{SIM}) teve uma maior contribuição para as diferenças na composição de espécies de formigas entre diferentes amostras, estratos (arbustos ou árvores) e fragmentos tanto nas estações chuvosa quanto seca. Isso significa que cada fragmento preservava um conjunto diferente de espécies de formigas, possivelmente devido à variação na estrutura da vegetação entre os fragmentos.

Cada fragmento possui suas próprias características adquiridas no espaço e no tempo: eles têm fitofisionomias, tamanhos e distâncias diferentes das áreas de florestas. Fragmentos florestais são mais suscetíveis a efeitos de borda e a perda de habitat tem um efeito negativo sobre a biodiversidade (Fahrig, 2003). Árvores alteram distintamente o micro-habitat e podem influenciar a diversidade de invertebrados. Sendo organismos mais especializados comparado a outros grupos de animais. Os insetos podem ser mais suscetíveis à perda de vegetação e habitats (Wilson, 1987; Perfecto & Vandermeer, 1996; Lewinsohn et al., 2012; Yanoviak & Kaspari, 2000). A disponibilidade de habitat e recursos afeta a diversidade de formigas e influencia a distribuição e interações das espécies (Fahrig, 2003; Ribas et al., 2003; Rico-Gray et al., 2012).

Na estação chuvosa, as plantas têm maior disponibilidade de água, o que favorece o

crescimento e a diferenciação de novos tecidos vegetais e uma maior atividade de nectários extraflorais, por exemplo (Calixto et al., 2021). Arbustos oferecem uma maior quantidade e variedade de recursos nesse período. Na estação seca, a produção de recursos é menor (Morellato et al., 2013; Calixto et al., 2021) e são as árvores que sustentam a produção de recursos e promovem a especialização (Yanoviak & Kaspari, 2000). Na estação chuvosa, a CCA mostrou que a densidade foliar dos arbustos afetou a composição das espécies de formigas. Uma explicação potencial é que a região do estudo é caracterizada predominantemente por vegetação caducifólia, as folhas caem na estação seca e brotam durante a estação chuvosa, aumentando os recursos alimentares para as formigas. Portanto, mais recursos significa mais formigas. Na estação seca, a CCA mostrou que a CBH afetou a composição das espécies de formigas. CBH é usada para medir variação na densidade, área basal e tamanho das árvores (Moro & Martins, 2011) e também é um indicador do estágio sucessional da floresta (Oliveira et al., 1997; Lorenzoni-Paschoa et al., 2019). Fragmentos florestais com CBH mais alta indicam que estão em um estágio sucessional mais avançado, o que pode afetar a comunidade de formigas (Campos et al., 2006). Na estação seca, as árvores sustentam a produção de recursos, e uma área com árvores mais desenvolvidas promoveria mais recursos. Isso poderia explicar por que a diversidade de espécies de formigas foi positivamente afetada pela CBH.

5 CONCLUSÃO

Os resultados sugerem que a estação chuvosa influencia positivamente a diversidade de espécies de formigas que forrageiam em plantas e que há diferenças na composição de espécies da comunidade de formigas em fragmentos florestais do bioma da Mata Atlântica no município de Vassouras. Além disso, mostraram que cada fragmento preserva um conjunto diferente de espécies de formigas, possivelmente devido à diferente estrutura da vegetação entre os fragmentos.

Diferentes espécies de organismos desempenham papéis diferentes. Alterações na composição das espécies podem interferir na estrutura e dinâmica da comunidade e afetar o ecossistema. As formigas são ecologicamente dominantes e relevantes para o ecossistema, e os padrões de distribuição da diversidade das formigas podem relacionar-se com modificações ambientais.

Os resultados do presente estudo destacam a importância de conservar a maioria dos fragmentos florestais para melhor preservar o conjunto de espécies de formigas regionalmente, o que também poderia contribuir positivamente para a preservação de outros organismos, interações entre espécies e a manutenção do ecossistema. Portanto, é necessário conduzir estudos adicionais na região para avaliar outros grupos taxonômicos em diferentes períodos sazonais, bem como compreender melhor a intensidade das interações entre formigas e outros organismos. Esses estudos podem fornecer informações valiosas para desenvolver políticas de conservação ambiental mais eficazes.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACHURY, R. et al. Habitat disturbance modifies dominance, coexistence, and competitive interactions in tropical ant communities. **Ecological Entomology**, v. 45, p. 1247–1262, 2020.
- AGEVAP. **Plano municipal de gestão integrada de resíduos sólidos**. Vassouras, Rio de Janeiro: Associação Pró-Gestão das Águas da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul – AGEVAP e Keyassociados, 2018. 92 p.
- AHUATZIN, D. A. et al. Forest cover drives leaf litter ant diversity in primary rainforest remnants within human-modified tropical landscapes. **Biodiversity and Conservation**, v. 28(5), p. 1091–1107, 2019.
- AHUATZIN, D. A. et al. Forest cover modulates diversity and morphological traits of ants in highly fragmented tropical forest landscapes. **Biodiversity and Conservation**, p. 1–21, 2022.
- ANDERSEN, A. N. Responses of Ground-Foraging Ant Communities to Three Experimental Fire Regimes in a Savanna Forest of Tropical Australia. **Biotropica**, v. 23(4), p. 575, 1991.
- ANDERSEN, A. N.; MAJER, J. D. Ants show the way Down Under: invertebrates as bioindicators in land management. **Frontiers Ecology Environment**, v. 2, p. 291–298, 2004.
- BACCARO, F. B.; KETELHUT, S.M.; DE MORAIS, J. W. Resource distribution and soil moisture content can regulate bait control in an ant assemblage in central Amazonian Forest. **Austral Ecology**, v. 35(3), p. 274–281, 2010.
- BACCARO, F. B.; KETELHUT, S. M.; MORAIS, J. W. Efeitos da distância entre iscas nas estimativas de abundância e riqueza de formigas em uma floresta de terra-firme na Amazônia Central. **Acta Amazonica**, v. 41(1), p. 115–122, 2011.
- BACCARO, F.B. et al. **Guia para os gêneros de formigas do Brasil**. Manaus, Brazil: Editora INPA, 2015. 388 p.
- BASELGA, A. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. **Global Ecology and Biogeography**, v. 19(1), p. 134–143, 2010.
- BASELGA, A.; ORME, C. D. L. Betapart: An R package for the study of beta diversity. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 3, p. 808–812, 2012.
- BLÜTHGEN, N.; FELDHAAR, H. Food and shelter: How resources influence ant ecology. In: LACH, L.; PARR, C. L.; ABBOTT, K. L. (Eds.), **Ant Ecology**. Oxford: Oxford University Press, 2010. p. 115–136.
- BLÜTHGEN, N.; GEBAUER, G.; FIEDLER, K. Disentangling a rainforest food web using stable isotopes: Dietary diversity in a species-rich ant community. **Oecologia**, v. 137(3), p. 426–435, 2003.
- BOLTON, B. **Identification guide to the ant genera of the world**. Massachusetts: Havard University Press, 1994. 222 p.

CALIXTO, E. S. et al. Climate seasonality drives ant–plant–herbivore interactions via plant phenology in an extrafloral nectary-bearing plant community. **Journal of Ecology**, v. 109(2), p. 639–651, 2021.

CAMPOS, R. I.; VASCONCELOS, H. L.; RIBEIRO, S. P.; NEVES, F. S.; SOARES, J. P. Relationship between tree size and insect assemblages associated with *Anadenanthera macrocarpa*. **Ecography**, v. 29(3), 442–450, 2006.

COELHO, R. C. DE S. **Comunidades de formigas (Hymenoptera: Formicidae) do estrato arbustivo-arbóreo em fragmentos florestais de Mata Atlântica no Rio de Janeiro**. 2011. 59 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Florestais). Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2011.

COSTA, M. M. S. D.; SCHMIDT, F. A. Gamma, alpha, and beta diversity of ant assemblages response to a gradient of forest cover in human-modified landscape in Brazilian Amazon. **Biotropica**, v. 54(2), p. 515–524, 2022.

CLARK, J. A.; MAY, R. M. Taxonomic bias in conservation research. **Science**, v. 297, n. 5579, p. 191–192, 2002.

CRIST, T. O. et al. Partitioning species diversity across landscapes and regions: A hierarchical analysis of α , β , and γ diversity. **The American Naturalist**, v. 162(6), p. 734–743, 2003.

DRUMMOND, J. A. **Devastação e preservação ambiental no Rio de Janeiro**. Niterói: EDUFF, 1997. 306 p.

ELIZALDE, L. et al. The ecosystem services provided by social insects: Traits, management tools and knowledge gaps. **Biological Reviews**, v. 95(5), p. 1418–1441, 2020.

FAHRIG, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34(1), p. 487–515, 2003.

FOWLER, H. G. et al. Ecologia Nutricional de formigas, In: PANIZZI, A. R.; PARRA, J. R. P. (Eds.), **Ecologia Nutricional de Insetos e suas Implicações no Manejo de Pragas**. São Paulo: Editora Manole e CNPq, 1991. p. 131-223.

FRANCELINO, M. R.; REZENDE, E. M. C.; SILVA, L. D. B. Proposta de metodologia para zoneamento ambiental de plantio de eucalipto. **Cerne**, v. 18, p. 275–283, 2012.

FREITAS, A. V. L.; FRANCINI, R. B.; BROWN, JR. K. S. Insetos como indicadores ambientais. In: CULLEN, JR. L.; VALLADARES-PÁDUA, C.; RUDRAN, R. (Eds.), **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. Curitiba, Brasil: Editora UFPR, 2003. p. 125–151.

FREITAS, A. V. L.; LEAL, I. R.; UEHARA-PRADO, M.; IANNUZZI, L. Insetos como indicadores de conservação da paisagem. In: ROCHA C. F. D.; BERGALLO, H. G.; VAN SLUYS, M.; ALVES, M. A. S. (Eds.). **Biologia da Conservação: Essências**. São Carlos: RiMa Editora, 2006. p. 357-384

GULLAN, P. J.; CRANSTON, P. S. **Insetos: Fundamentos da Entomologia**. 5^a Edição. Rio de Janeiro: Roca, 2019. 441 p.

HÖLLODOBLER, B.; WILSON, E. O. **The ants**. Cambridge: Harvard University Press, 1990. 732 p.

IPBES. **Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services**. DÍAZ, S. et al. (Eds.). IPBES secretariat, Bonn, Germany, 2019. 56 p.

KASS, J. M. et al. The global distribution of known and undiscovered ant biodiversity. **Science Advances**, v. 8 (31). American Association for the Advancement of Science, 2022.

KLIMES, P. et al. Disentangling the Diversity of Arboreal Ant Communities in Tropical Forest Trees. **PLoS ONE**, v. 10(2), e0117853, 2015.

KÖPPEN, W. **Climatología: Con un estudio de los climas de la tierra**. (Es) Traducido del alemán. México, D.F: Fondo de Cultura Económica, 1948. 474 p.

LANGE, D.; CALIXTO, E. S.; ROSA, B. B.; SALES, T. A.; DEL-CLARO, K. Natural history and ecology of foraging of the *Camponotus crassus* Mayr, 1862 (Hymenoptera: Formicidae). **Journal of Natural History**, v. 53(27-28), 1737-1749, 2019.

LEAL, I. R. et al. Effects of habitat fragmentation on ant richness and functional composition in Brazilian Atlantic Forest. **Biodiversity and Conservation**, v. 21(7), p. 1687–1701, 2012.

LEWINSOHN, T. M.; JORGE, L. R.; PRADO, P. I. Biodiversidade e interações entre insetos herbívoros e plantas. In: DEL-CLARO, K.; TOREZAN-SILINGARDI, H. M. (Org.). **Ecologia das interações plantas-animais: uma abordagem ecológico-evolutiva**. 1.ed. Rio de Janeiro: Technical Books, 2012. p. 275-289.

LORENZONI-PASCHOA, L. DE S. et al. Estágio sucessional de uma floresta estacional semidecidual secundária com distintos históricos de uso do solo no sul do Espírito Santo. **Rodriguésia**, v. 70, 2019.

LUCKY, A. et al. Tracing the rise of ants - Out of the ground. **PLoS ONE**, v. 8, e84012, 2013.

MAJER, J. D. A Abundância e Diversidade das Formigas Arbóreas no Norte da Austrália. **Biotropica**, v. 22(2), p. 191, 1990.

MANTOVANI, W.; MARTINS, F. R. O método de pontos. **Acta Botanica Brasilica**, v. 4(2 suppl 1), p. 95–122, 1990.

MARGULES, C. R.; PRESSEY, R. L. Systematic conservation planning. **Nature**, v. 405(6783), p. 243–253, 2000.

MARQUES, T. et al. Ant Assemblage Structure in a Secondary Tropical Dry Forest: The Role of Ecological Succession and Seasonality. **Sociobiology**, v. 64. p. 261, 2017.

MARTINEZ, J.-J. I. Monopolization of resources by ground-nesting ants foraging on trees in Mediterranean forests. **Acta Oecologica**, v. 65–66, p. 11–16, 2015.

MORELLATO, L. P. C.; CAMARGO, M. G. G.; GRESSLER, E. South and Central America: phenology overview and perspectives. In: Schwartz, M.D. (Ed.) **Phenology: An Integrative Environmental Science**. Springer: Dordrecht, 2013. p. 91–113.

MORO, M. F.; MARTINS, F. R. Métodos de levantamento do componente arbóreo-arbustivo. In J.M. Felfili., P.V. Eisenlohr., M.M.R.F. Melo., L.A. Andrade. & J.A.A. Meira-Neto (Org.), **Fitossociologia no Brasil: Métodos e estudos de casos**. Viçosa, MG: Editora UFV, 2011. p. 174–212.

MYERS, N. Threatened biotas: “Hot spots” in tropical forests. **The Environmentalist**, v. 8(3), p. 187–208, 1988.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403(6772), p. 853–858, 2000.

NOVAES, L. R.; CALIXTO, E. S.; DE OLIVEIRA, M. L.; ALVES-DE-LIMA, L.; DE ALMEIDA, O.; TOREZAN-SILINGARDI, H. M. Environmental variables drive phenological events of anemocoric plants and enhance diaspore dispersal potential: a new wind-based approach. **Science of The Total Environment**, v. 730, 139039, 2020.

OKSANEN, J. et al. Vegan: Community Ecology Package. R package version, 2. 2018.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; MÁRCIO DE MELLO, J. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest in south-eastern Brazil over a five-year period (1987–1992). **Plant Ecology Formerly ‘Vegetatio’**, v. 131(1), p. 45–66. 1997.

OLIVEIRA, M. A. DE. et al. Bioindicadores ambientais: Insetos como um instrumento desta avaliação. **Revista Ceres**, v. 61(suppl), p. 800–807, 2014.

PALACIO, E. E.; FERNÁNDEZ, F. Claves para las subfamilias y géneros. In F. FERNÁNDEZ, **Introducción a las hormigas de la region neotropical**. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, 2003. p. 233–260.

PEEL, M. C.; FINLAYSON, B.L.; MCMAHON, T.A. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 11(5), p. 1633–1644, 2007.

PEREIRA, M. P. DOS S.; FRANCELINO, M.R.; QUEIROZ, J.M. A cobertura florestal em paisagens do Médio Vale do Rio Paraíba do Sul. **Floresta e Ambiente**, v. 24, e00134115, 2017.

PERFECTO, I.; VANDERMEER, J. Microclimatic changes and the indirect loss of ant diversity in a tropical agroecosystem. **Oecologia**, v. 108(3), p. 577–582, 1996.

RIBAS, C. R. et al. Tree heterogeneity, resource availability, and larger scale processes regulating arboreal ant species richness. **Austral Ecology**, v. 28(3), p. 305–314, 2003.

RIBAS, C. R. et al. How large is large enough for insects? Forest fragmentation effects at three spatial scales. **Acta Oecologica**, v. 27(1), p. 31–41, 2005.

RIBEIRO, D. B. et al. Additive partitioning of butterfly diversity in a fragmented landscape: Importance of scale and implications for conservation. **Diversity and Distributions**, v. 14(6), p. 961–968, 2008.

RIBEIRO, M.C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142(6), p. 1141–1153, 2009.

RICO-GRAY, V.; DÍAZ-CASTELAZO, C.; RAMÍREZ-HERNÁNDEZ, A.; GUIMARÃES, JR., P.R.; HOLLAND, J.N. Abiotic factors shape temporal variation in the structure of an ant–plant network. **Arthropod-Plant Interactions**, v. 6(2), 289–295, 2012.

ROSUMEK, F.B. Natural history of ants: What we (do not) know about trophic and temporal niches of neotropical species. **Sociobiology**, v. 64(3), p. 244–255, 2017.

SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J.; MARGULES, C. R. Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review. **Conservation Biology**, v. 5(1), p. 18–32, 1991.

STEIN, S. J. **Vassouras: Um município brasileiro do café, 1850–1900**. Tradução de Vera Bloch Wrobel. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1990. 364 p.

TRIPLEHORN, C. A.; JOHNSON, N. F. **Estudo dos insetos**. Tradução Noveritis do Brasil. 2^a Edição brasileira. São Paulo: Cengage Learning, 2015. 766 p

TROUDET, J. et al. Taxonomic bias in biodiversity data and societal preferences. **Scientific Reports**, v. 7(1), 2017.

VAN SCHAIK, C. P.; TERBORGH, J. W.; WRIGHT, S. J. The Phenology of Tropical Forests: Adaptive Significance and Consequences for Primary Consumers. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 24(1), p. 353–377, 1993.

VEECH, J. A.; SUMMerville, K. S.; CRIST, T. O.; GERING, J. C. The additive partitioning of species diversity: recent revival of an old idea. **Oikos**, v. 99(1), 3–9, 2002.

VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambiental. Rio de Janeiro: IBGE, 1991. 124 p.

WILSON, E. O. The Little Things That Run the world (The Importance and Conservation of Invertebrates). **Conservation Biology**, v. 1, p. 344–346, 1987.

WILSON, E. O. “Threats to Biodiversity.” **Scientific American**, v. 261, n. 3, Scientific American, a division of Nature America, p. 108–17, 1989.

WILSON, E. O. **Pheidole in the new world: a dominant, hyperdiverse ant genus**. Harvard University Press, Harvard, 2003. 794 p.

YANOVIAK, S.P.; KASPARI, M. Community structure and the habitat templet: Ants in the tropical forest canopy and litter. **Oikos**, v. 89(2), p. 259–266, 2000.

ZHAO, Y. et al. β diversity among ant communities on fragmented habitat islands: the roles of species trait, phylogeny and abundance. **Ecography**, 44(10), 2021.