UNIVERSIDADE DE MOGI DAS CRUZES
NICOLE NASCIMENTO DA SILVA

EFEITO DA HETEROGENEIDADE ESPACIAL EM MULTIESCALA NA DIVERSIDADE DE FORMIGAS EM ÁREAS DE EUCALIPTO

Profa. Orientadora: Maria Santina de Castro Morini
Co-orientador: Ricardo Sartorello

Mogi das Cruzes, SP
2023

UNIVERSIDADE DE MOGI DAS CRUZES

NICOLE NASCIMENTO DA SILVA

EFEITO DA HETEROGENEIDADE ESPACIAL EM MULTIESCALA NA DIVERSIDADE DE FORMIGAS EM ÁREAS DE EUCALIPTO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação da Universidade de Mogi das Cruzes como parte dos requisitos para obtenção do grau de Mestre em Biotecnologia.
Área de concentração: Biotecnologia aplicada à Recursos Naturais e Agronegócios.

Profa. Orientadora: Maria Santina de Castro Morini

Co-orientador: Ricardo Sartorello

Mogi das Cruzes, SP

2023

FINANCIAMENTO



Ficha catalográfica
Universidade de Mogi das Cruzes - Biblioteca Central

Silva, Nicole Nascimento da
S586e Efeito da heterogeneidade espacial em multiescala na diversidade de formigas em áreas de eucalipto / Nicole Nascimento da Silva. -- Mogi das Cruzes, SP: Universidade de Mogi das Cruzes, 2023.
84 f. : il.

Dissertação (Mestrado em Biotecnologia) -- Universidade de Mogi das Cruzes, 2023.
Orientação: Profa. Dra. Maria Santina de Castro Morini.
Coorientação: Prof. Dr. Ricardo Sartorello.

1.Formigas 2. Biodiversidade 3. Agricultura florestal 4. Efeitos antropogênicos 5. Eucalyptus I. Morini, Maria Santina de Castro II. Universidade de Mogi das Cruzes III. Título.

CDD 595.796

Elaborada por Maria Cristina Alves Silva Xavier – CRB-8/10077

ATAS

ATA DA SESSÃO PÚBLICA DE APRESENTAÇÃO DE DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM BIOTECNOLOGIA DA UNIVERSIDADE DE MOGI DAS CRUZES

Às quatorze horas do dia trinta e um de agosto de dois mil e vinte e três, pela Universidade de Mogi das Cruzes, realizou-se a defesa de dissertação intitulada: "EFEITO DA HETEROGENEIDADE ESPACIAL EM MULTIESCALA NA DIVERSIDADE DE FORMIGAS EM ÁREAS DE EUCALIPTO", para obtenção do grau de mestre pelo(a) candidato(a) **Nicole Nascimento da Silva**. Tendo sido o número de créditos alcançados pelo(a) mesmo(a) no total de 48 (quarenta e oito), a saber: 24 unidades de crédito em disciplinas de pós-graduação e 24 unidades de crédito no preparo da dissertação, o(a) aluno(a) perfaz assim os requisitos para obtenção do grau de mestre. A comissão examinadora estava constituída dos senhores professores doutores: Maria Santina de Castro Morini, da Universidade de Mogi das Cruzes, e Jacques Hubert Charles Delabie, do Centro de Pesquisas do Cacau-CEPLAC, e Filipe Viegas de Arruda, do Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia (IPAM). Sob a presidência da primeira, como orientadora da dissertação. A sessão pública da defesa da dissertação foi aberta pela senhora presidenta da comissão que apresentou o(a) candidato(a). Em seguida o(a) candidato(a) realizou uma apresentação oral da dissertação. Ao final da apresentação da dissertação, seguiram-se as arguições pelos membros da comissão examinadora. A seguir a comissão, em sessão secreta, conforme julgamento discriminado por cada membro, considerou o(a) candidato(a)

APROVADA (aprovado(a) /reprovado(a)) por UNANIMIDADE (unanimidade/maioria)

Mogi das Cruzes, 31 de agosto de 2023.

Comissão Examinadora	Julgamento
Prof. Dr. Jacques Hubert Charles Delabie	aprovada (aprovado(a) / reprovado(a))
Prof. Dr. Filipe Viegas de Arruda	aprovada (aprovado(a) / reprovado(a))
Profª Drª Maria Santina de Castro Morini	aprovada (aprovado(a) / reprovado(a))

gov.br Documento assinado digitalmente
MARIA SANTINA DE CASTRO MORINI
Data: 31/08/2023 16:54:03-0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

Dedico também a todos os professores que me ajudaram nessa jornada desde a graduação.

Agradeço

À minha família, que sempre me apoiou, incentivou e deu suporte para concluir todos os meus objetivos profissionais e acadêmicos; e pelo amor incondicional.

Ao Tiago Vieira, pela paciência e carinho na academia e na vida; que é meu parceiro desde a graduação e agora também dividiremos o título de mestre juntos.

À Prof. Maria Santina, que me orientou e ensinou sobre o mundo fascinante das formigas; e acreditou na minha capacidade de ir à campo mesmo sem experiência.

Ao Prof. Ricardo Sartorello, que me mostrou de uma forma gentil e colaborativa como é o mundo acadêmico e político; e lapidou as minhas habilidades.

À equipe PELD-LAMAT, que me apoiou nos campos (e na falta deles), sendo fundamental na minha evolução nas coletas de formigas, abelhas e besouros; o que tornou os perrengues de campo mais leves.

Ao Prof. Milton Ribeiro pela oportunidade de fazer parte de um grupo de pesquisa tão grande e diverso quanto o PELD.

À Beatriz Francisco, minha irmã de outra mãe, que sempre acreditou em mim e me deu apoio.

À CAPES pela bolsa de mestrado.

“É necessário olhar para a frente da colheita, não importa o quão distante isso seja, quando uma fruta for colhida, algo bom aconteceu.”

(Charles Darwin)

RESUMO

As modificações nas paisagens causadas pelo aumento das áreas destinadas as plantações de eucalipto, onde antes eram floresta nativa, podem impactar a biodiversidade, estabelecendo filtros ambientais que podem favorecer espécies distúrbio-tolerantes e, consequentemente, homogeneizar as comunidades biológicas. As formigas são bioindicadoras ambientais frequentemente utilizadas em estudos de áreas antropizadas. A resposta biológica às consequências das alterações no ambiente, sofre influência da extensão espacial em que é analisada e existem conclusões divergentes acerca da melhor escala para as comunidades de formigas. Analisar em multiescala espacial a influência da heterogeneidade da paisagem das áreas de eucalipto com diferentes idades de plantio sobre a diversidade de formigas. As formigas foram amostradas em 9 paisagens heterogêneas espacialmente de plantações de eucalipto na Mata Atlântica em São Paulo, Brasil. A relação entre a diversidade taxonômica (α e β) com a diversidade da paisagem (Índice de Diversidade de Shannon) e a cobertura florestal (%) foi analisada em 4 escalas espaciais (250m, 500m, 750m e 1000m). A riqueza de espécies respondeu positivamente para o aumento de heterogeneidade da paisagem e negativamente para o aumento da cobertura florestal. Em ambos os casos a escala de efeito foi em 1000m. A diversidade beta total (βsor) apresentou resposta negativa ao aumento da diversidade da paisagem e não sofreu influência da cobertura florestal. A escala de efeito também foi 1000m. As áreas de plantio recente de eucalipto manejado influenciaram a diversidade α e β positivamente. Nossos resultados indicam que a diversidade da paisagem e a cobertura florestal são importantes preditores das métricas de diversidade biológica, principalmente a riqueza de espécies de formigas. Aumentar a heterogeneidade da paisagem e preservar os fragmentos de Mata Atlântica adjacentes, podem diminuir os impactos do eucalipto na biodiversidade. Além disso, como a diversidade de formigas respondeu de formas distintas às métricas de estrutura da paisagem em multiescala espacial, salientamos a importância de utilizar essa abordagem para que o planejamento da paisagem seja efetivo.

Palavras-chave: distúrbios antropogênicos; métrica de estrutura da paisagem; composição da paisagem; efeito da matriz; silvicultura.

ABSTRACT

Changes in landscapes caused by the increase in areas allocated to eucalyptus plantations, where previously there were native forests, can impact biodiversity, establishing environmental filters that can favor disturbance-tolerant species and consequently homogenize biological communities. Ants are environmental bioindicators frequently used in studies of anthropic areas. The biological response to the consequences of changes in the environment is influenced by the spatial extent in which it is analyzed and there are divergent conclusions about the best scale for ant communities. To analyze in spatial multiscale the influence of landscape heterogeneity in eucalyptus areas with different planting ages on ant diversity. Ants were sampled in 9 spatially heterogeneous landscapes of eucalyptus plantations in the Atlantic Forest in São Paulo, Brazil. The relationship between taxonomic diversity (α and β) with landscape diversity (Shannon Diversity Index) and forest cover (%) was analyzed at 4 spatial scales (250m, 500m, 750m and 1000m). Species richness responded positively to the increase in landscape heterogeneity and negatively to the increase in forest cover. In both cases the effect scale was 1000m. Total beta diversity (βsor) showed a negative response to the increase in landscape diversity and was not influenced by forest cover. The effect range was also 1000m. The areas of recent plantation of managed eucalyptus influenced the α and β diversity positively. Our results indicate that landscape diversity and forest cover are important predictors of biological diversity metrics, mainly ant species richness. Increasing the heterogeneity of the landscape and preserving adjacent Atlantic Forest fragments can reduce the impacts of eucalyptus on biodiversity. Furthermore, as the diversity of ants responded in different ways to landscape structure metrics on a spatial multiscale, we stress the importance of using this approach for effective landscape planning.

Keywords: anthropogenic disorders; landscape structure metric; landscape composition; matrix effect; forestry.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Hipótese 1: Influência da composição da paisagem das áreas de eucalipto sobre a riqueza de espécies de formigas 19
Figura 2 - Hipótese 2: Influência da idade das áreas de eucalipto sobre a riqueza de espécies de formigas 20
Figura 3 - Hipótese 3: Influência da composição da paisagem das áreas de eucalipto sobre a diversidade beta das comunidades de formigas 21
Figura 4 - Hipótese 4: Influência da idade das áreas de eucalipto sobre a diversidade beta das comunidades de formigas 22
Figura 5 - Área de estudo compreendendo: (I) o bioma Mata Atlântica no Brasil; (II) o Estado de São Paulo; e (III) a Região da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê com as 9 paisagens e seus sítios amostrais 24
Figura 6 - Esquema do desenho amostral e da coleta de formigas em cada paisagem da área de estudo. 26
Figura 7 - Caracterização das classes de tipos e usos do solo com multiescala de acordo com as áreas de estudo: sal1 = paisagem 1; sal2 = paisagem 2; sal3 = paisagem 3; pqn4 = paisagem 4; pqn5 = paisagem 5; pqn6 = paisagem 6; ita 7 = paisagem 7; ita8 = paisagem 8. 28
Figura 8 - Esquema de como o Índice de Diversidade de Shannon (SHDI) quantifica a heterogeneidade espacial 30
Figura 9 - Exemplo de como o as métricas de estrutura da paisagem foram calculadas em modelo de paisagem 30
Gráfico 1 - Riqueza de espécies de formigas coletadas em áreas de eucalipto na Mata Atlântica. 34
Gráfico 2 - Riqueza de espécies de formigas por gênero coletado em áreas de eucalipto na Mata Atlântica 35
Gráfico 3 - Diversidade beta de formigas coletadas em áreas de eucalipto na Mata Atlântica. 36
Gráfico 4 - Heterogeneidade da paisagem em multiescala 36
Gráfico 5 - Percentual de cobertura florestal nativa das paisagens em multiescala 37
Figura 10 - Modelo significativo entre riqueza de espécies de formiga e a diversidade de classes de usos do solo em cada paisagem na escala espacial de 1000m 38
Figura 11 - Modelos significativos entre riqueza de espécies de formiga e a cobertura florestal nativa (%) em cada escala espacial 39

Figura 12 - Média e desvio-padrão da riqueza de espécies de formiga de acordo com a idade do eucalipto e o tipo de manejo, onde o Manejo A foi significativo. 40
Figura 13 - Modelo significativo da diversidade beta total (βsor) das comunidades encontradas nas áreas de eucalipto circundadas por Mata Atlântica 41
Figura 14 - Média e desvio-padrão da diversidade beta total (βsor) das comunidades de formigas e os componentes de substituição (βtur) e aninhamento (βnes) de acordo com a idade de manejo do eucalipto, onde o Manejo A foi significativo. 42
Figura 15 - *Threshold Indicator Taxa Analysis* (TITAN) da composição das espécies ao longo da heterogeneidade da paisagem em 1000m 43
Figura 16 - *Threshold Indicator Taxa Analysis* (TITAN) da composição das espécies ao longo da cobertura florestal nativa em 1000m 43
Figura 17 - *Threshold Indicator Taxa Analysis* (TITAN) da composição das espécies no manejo de eucalipto. 44

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

α	Diversidade alfa taxonômica
AICc	Critério de Informação de Akaike corrigido
APA	Área de Proteção Ambiental
β	Diversidade beta taxonômica
βnes	Componente de Aninhamento
βsor	Diversidade beta total
βtur	Componente de Substituição
GLM	Modelo Linear Generalizado
GVIF	Fator de Inflação de Variância Generalizado
NCA	Núcleo de Ciências Ambientais
R^2	Coeficiente de Determinação ajustado
RMSP	Região Metropolitana de São Paulo
PerFlo	Percentual de Cobertura Florestal
PIB	Produto Interno Bruto
SHDI	Índice de Diversidade de Shannon
TITAN	*Threshold Indicator Taxa Analysis*
UMC	Universidade de Mogi das Cruzes
VIF	Fator de Inflação de Variância
Wi	Peso do Critério de Informação de Akaike corrigido

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO 13
2. OBJETIVOS 18
2.1 OBJETIVO GERAL 18
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS 18
2.3 HIPÓTESES 18
3. MÉTODO 23
3.1 ÁREA DE ESTUDO 23
3.2 AMOSTRAGEM DE FORMIGAS 25
3.3 MÉTRICAS BIOLÓGICAS 26
3.4 COBERTURA E USO DO SOLO 27
3.5 MÉTRICAS DE ESTRUTURA DA PAISAGEM 29
3.6 ANÁLISES DE DADOS 31
4. RESULTADOS 34
4.1 VISÃO GERAL: MÉTRICAS DE DIVERSIDADE BIOLÓGICA 34
4.1.1 Riqueza de espécies 34
4.1.2 Diversidade beta 35
4.2 VISÃO GERAL: MÉTRICAS DE ESTRUTURA DA PAISAGEM POR ESCALA ESPACIAL 36
4.3 INFLUÊNCIA DA PAISAGEM E DA ESCALA ESPACIAL NA RESPOSTA BIOLÓGICA DAS FORMIGAS 37
4.3.1 Riqueza de espécies 37
4.3.2 Diversidade beta 40
4.3.3 Táxons Indicadores e Limiar (TITAN) 42
5. DISCUSSÃO 45
5.1 VISÃO GERAL: MÉTRICAS DE DIVERSIDADE BIOLÓGICA 45
5.1.2 Riqueza de espécies 45
5.1.2 Diversidade beta 46

5.2 VISÃO GERAL: MÉTRICAS DE ESTRUTURA DA PAISAGEM POR ESCALA ESPACIAL 47

5.3 INFLUÊNCIA DA PAISAGEM E DA ESCALA ESPACIAL NA RESPOSTA BIOLÓGICA DAS FORMIGAS 47

5.3.1 Riqueza de espécies 48

5.3.2 Diversidade beta 50

5.3.3 Taxas de Indicadores de Limiar (TITAN) 51

6. CONCLUSÕES 53

REFERÊNCIAS 54

APÊNDICE A - AUTOCORRELAÇÃO ESPACIAL: MANTEL 71

APÊNDICE B – TESTE DE NORMALIDADE DOS DADOS 73

APÊNDICE C – RESUMO DA COMPARAÇÃO DA ESCALA DE EFEITO DOS MODELOS LINEARES GENERALIZADOS SIGNIFICATIVOS 77

APÊNDICE D – LISTA DE ESPÉCIES 79

1. INTRODUÇÃO

As mudanças ambientais decorrentes do aumento das áreas de cultivo de árvores em paisagens heterogêneas, caracterizadas por diversos usos antrópicos do solo e fragmentos de vegetação nativa, têm gerado um crescente debate sobre a capacidade desses sistemas agrícolas em conservar a biodiversidade (PAQUETTE; MESSIER, 2010; MARTELLO *et al*., 2018; AHUATZIN *et al*., 2021; CHEN *et al*., 2021; MARTELLO *et al*., 2022; CARDOSO; BUENO; MORANTE-FILHO, 2023). As plantações florestais são responsáveis por 30% da madeira consumida mundialmente (FAO, 2015) e de 77% da madeira utilizada no Brasil (BRASIL, 2013). A demanda internacional pela celulose brasileira aquece esse mercado e o coloca como maior exportador do produto (FAO, 2015), com cerca de 9,98 milhões de hectares utilizados para atividades florestais, com cerca de 76% destinados a plantações de eucalipto (BRASIL, 2019). O Brasil apresenta um sistema de cultivo de eucalipto com um dos ciclos mais curtos do mundo, com um período de produção de celulose que varia de 5 a 7 anos, considerando o intervalo entre o plantio das árvores e a sua colheita (LOPES *et al*., 2022). Esses plantios florestais podem auxiliar na conservação da mata nativa ao servir de alternativa à extração de madeira (GONÇALVES *et al*., 2008; PAYN *et al*., 2015; IBA, 2020). Conservar áreas de vegetação nativa com diferentes tamanhos pode beneficiar a produção de várias monoculturas, aumentando a produtividade e, consequentemente, os lucros (RATTIS *et al*., 2021). Devido à crescente demanda por madeira e seus subprodutos, é necessário compreender a distribuição espacial das plantações de eucalipto (SHANG; CHISHOLM, 2013; XIE *et al*., 2019) e fazer um manejo adequado da área plantada e dos fragmentos de mata nativa circundantes para manter a produtividade e diminuir os impactos negativos no ambiente (CHILES *et al*., 2022).

A madeira extraída de plantações de *Eucalyptus* sp. pode ser utilizada como lenha, carvão vegetal, celulose para composição de papel, construção civil, estacas para cercas, solventes industriais, ativos antissépticos, antibacterianos, antiinflamatórios e repelentes (SALEHI *et al*., 2019; CHEN *et al*., 2021). Por outro lado, a perturbação ambiental, utilização de inseticidas, alta demanda pelo uso de fertilizantes e água, liberação de substâncias alelopáticas no solo e o manejo intensivo – causadas pelas plantações de eucalipto em larga escala – podem resultar na erosão do solo, redução da biodiversidade e esgotamento dos lençóis freáticos (LUGO, 1997; POZO *et al*., 1997; FORRESTER *et al*., 2006; TERERAI *et al*., 2013; WILLIAMS, 2015; MARTELLO *et al*., 2018; FERREIRA *et al*., 2019).

O manejo da paisagem pode delimitar o papel da silvicultura como “habitat suplementar” para a conservação de espécies ou "deserto verde" na simplificação de

comunidades (BREMER; FARLEY, 2010). Ao apresentar recursos para espécies - principalmente grupos dependentes de floresta (FARIA *et al*., 2006; LOPES *et al*., 2015) -, aumentar a conectividade da paisagem, facilitar o movimento das espécies (LINDENMAYER, 2004; PREVEDELLO; VIEIRA, 2010) e reduzir efeitos de borda como entrada de luz e vento (LAURANCE *et al*., 2002; MARTELLO *et al*., 2022), a matriz antrópica (plantação de eucalipto) assegura benefícios para a biodiversidade, sendo classificada como "habitat suplementar e/ou complementar" (CARDOSO; BUENO; MORANTE-FILHO, 2023). Entretanto, quando não dispõe de condições adequadas para a permanência de espécies dependentes de floresta, a matriz pode ser classificada como "deserto verde" (POZO; SÄUMEL, 2018; CARDOSO; BUENO; MORANTE-FILHO, 2023). As plantações de *Eucalyptus* spp. podem exibir benefícios para a biodiversidade em comparação com monoculturas de ciclo curto, tais como soja e milho. No entanto, quando confrontadas com áreas de vegetação nativa remanescente, mesmo que secundárias, a perturbação ambiental induzida por essas plantações tende a resultar na redução da diversidade de espécies (LEMESSA *et al*., 2022).

As paisagens alteradas pela intervenção antrópica apresentam novos tipos de uso do solo, que caracterizam diferentes quantidades e arranjos, os quais podem exercer influências na biodiversidade (ARROYO-RODRÍGUEZ *et al*., 2020). Essas modificações podem ser analisadas por meio da ecologia de paisagem que é definida de uma forma integradora como um mosaico heterogêneo constituído por unidades interativas que dependem das escalas de observação, ou seja, da perspectiva do observador (METZGER, 2001). Em análises de ecologia de paisagens são utilizadas métricas como preditoras do ambiente e da diversidade biológica, visto que as espécies apresentam respostas distintas de acordo com a métrica de estrutura da paisagem empregada e do objetivo da análise (MARTIN, 2018; FAHRIG *et al*., 2019; ADLER; JEDICKE, 2022).

O bioma Mata Atlântica é um *hotspot* de biodiversidade global e é formado por um mosaico de paisagens heterogêneas, com diversos tipos de cobertura e usos do solo (RIBEIRO *et al*., 2009). As modificações da paisagem causadas pela mudança de cobertura de floresta nativa para floresta plantada podem causar a diminuição da cobertura florestal nativa (%) e alteração da heterogeneidade da paisagem (ou diversidade da paisagem) (BENNET; SAUNDERS, 2010; FAHRIG *et al*., 2011; MCGARIGAL *et al*. 2012; CORRO *et al*., 2019). Aqui, trataremos a heterogeneidade da paisagem como sinônimo de heterogeneidade espacial, que reflete a quantidade de diferentes tipos de uso e cobertura do solo e suas proporções na paisagem (FAHRIG *et al*., 2011; PLEXIDA *et al*., 2014; HOVICK *et al*., 2015). Portanto,

parâmetros de estrutura da paisagem, como cobertura florestal nativa e diversidade da paisagem, são consideradas variáveis chaves para o planejamento e conservação da vegetação nativa (CORRO *et al*., 2019; CHILES *et al*., 2022).

As formigas (Hymenoptera: Formicidae) são insetos eussociais que constituem um grupo faunístico globalmente dominante, sendo responsáveis por aproximadamente 80% da biomassa faunística terrestre (LEE; WOOD, 1971; HÖLLDOBLER; WILSON, 1990). Esse grupo pode ser encontrado em vários níveis verticais de estratificação, abrangendo desde a superfície do solo (epigeico) até o subsolo (hipogeico) e a camada arbórea, demonstrando uma ampla diversidade de funções ambientais, representadas por espécies especialistas e generalistas (ARRUDA *et al*., 2021; ALMEIDA *et al*., 2023). No estrato epigeico, os recursos estão presentes na camada acima do solo (serapilheira); enquanto que na camada hipogeica, os recursos de subsolo são provenientes das raízes ou matéria orgânica abaixo do solo (WILKIE *et al*., 2010).

As formigas desempenham papéis ecológicos cruciais como engenheiras de ecossistema a partir da construção de estruturas biogênicas (ninhos) (FOLGARAIT, 1998), predação de outros invertebrados (servindo como controle de pragas) (FROUZ; JILKOVÁ, 2008; ANJOS *et al*., 2022), ciclagem de nutrientes do solo (por meio da coleta de materiais orgânicos para dentro de seus ninhos) (FOLGARAIT, 1998; GRIFFITHS *et al*., 2018) e reguladoras do crescimento e reprodução das plantas (RISSING, 1986; BEATTIE; HUGHES, 2002; RICO-GRAY; OLIVEIRA, 2007; LEAL *et al*., 2011). São muito utilizadas como bioindicadoras dos efeitos ecológicos da perturbação ambiental sobre a biodiversidade (ANDERSEN, 1995; ANDERSEN; MAJER, 2004; MAJER; ORABI; BISEVAC, 2007; MARTELLO *et al*., 2018; ANDERSEN, 2019; AHUATZIN *et al*., 2021). Essa relevância decorre da sua facilidade de coleta amostral, alta diversidade de espécies, capacidade de algumas espécies reagirem prontamente às alterações no ambiente e as diversas funções ecológicas que desempenham, as quais estão intrinsecamente ligadas à sua variada gama de comportamentos relacionados ao forrageamento e à nidificação (MAJER, 1983; HÖLLDOBLER; WILSON, 1990; RIBAS *et al*., 2012; LASMAR *et al*., 2021).

Existem diversas abordagens para avaliar a biodiversidade, como a análise da diversidade taxonômica (α e β). A riqueza de espécies (diversidade α que representa o número de espécies de determinado local) de formiga tem se mostrado sensível às modificações da paisagem (CASTRO *et al*., 2020; RABELLO *et al*., 2021; CHILES *et al*., 2022; SANABRIA *et al*., 2022), o que possibilita a modelagem desse componente da diversidade mediante a

utilização de diferentes cenários de uso da terra. As comunidades de formigas em plantações de eucalipto não manejadas (com sub-bosque em regeneração e sem utilização de pesticidas) apresentam diversidade taxonômica mais parecida com as de floresta nativa, enquanto em plantações manejadas (com sub-bosque devastado e utilização de pesticidas) ocorre a homogeneização das comunidades (MARTELLO *et al*., 2018). Além disso, devido a influência pouco clara das plantações de eucalipto na conservação, Martello *et al*. (2018) ressalta a necessidade de analisar as mudanças na biodiversidade além da riqueza de espécies.

A diversidade β também é um indicador biológico importante para avaliar os efeitos das mudanças nos habitats e na paisagem, uma vez que mensura a dissimilaridade na composição de espécies entre as diferentes áreas comparadas (ANDERSON *et al*., 2011; SANTOANDRE *et al*., 2019; MARTINS *et al*., 2022). A diversidade *β* total (*βsor*) surge como consequência de dois processos distintos: a substituição (*βtur*) e o aninhamento (*βnes*) (BASELGA, 2010; BASELGA; ORME, 2012; SOLAR *et al*., 2015). Analisar as variações da diversidade beta em um contexto de heterogeneidade espacial pode enriquecer nosso entendimento sobre os processos subjacentes à dinâmica da paisagem (MORI; ISBELL; SEIDL, 2018).

As métricas amplamente utilizadas para avaliar a biodiversidade, como riqueza, composição e distribuição das espécies, são fortemente influenciadas pela escala espacial (RAHBEK, 2005; COSTA; MAGNUSSON, 2010; MARTIN, 2018; AHUATZIN *et al*., 2021; LASMAR *et al*., 2021), uma vez que processos ecológicos fundamentais, como migração e rotatividade de espécies, variam temporal e espacialmente (HAWKINS *et al*., 2003; MAGURRAN *et al*., 2010; MARTINS *et al*., 2022). O efeito da escala espacial sobre as métricas biológicas é uma questão central e relevante em pesquisas relacionadas à conservação, ecologia e biogeografia (RICKLEFS, 1987; SPIESMAN; CUMMING, 2008; CARO, 2010; CHEN *et al*., 2021; SOUZA, 2023). Escalas espaciais diferentes influenciam as diversidades α e β de insetos (FOURNIER *et al*., 2017), especificamente de formigas (AHUATZIN *et al*., 2021; LASMAR *et al*., 2021), portanto é importante uma abordagem multiescala (FAHRIG, 2013; JACKSON; FAHRIG, 2015; MIGUET *et al*., 2016; CABRAL *et al*., 2021; LÓPEZ-BAUCELLS *et al*., 2022) na análise da heterogeneidade da paisagem (REGOLIN *et al*., 2020; AHUATZIN *et al*., 2021).

Compreender os impactos das práticas de manejo do eucalipto (MARTELLO *et al*., 2018), a influência da heterogeneidade da paisagem (FAHRIG; NUTTLER, 2005; AHUATZIN *et al*., 2021) e identificar os fatores ecológicos que moldam a biodiversidade nas diferentes escalas espaciais é necessário para elaborar políticas de conservação das paisagens heterogêneas (TSCHARNTKE *et al*., 2012; MARTELLO *et al*., 2018; MILLER-RUSHING *et*

al., 2019; REGOLIN *et al*., 2020). Embora exista uma quantidade significativa de estudos sobre a resposta das comunidades de formigas em plantações de eucalipto (PIK; OLIVER; BEATTIE, 1999; RATSIRARSON *et al*., 2002; RAMOS *et al*., 2004; MENTONE *et al*., 2011; SUGUITURU *et al*., 2011; BOSCARDIN; COSTA; DELABIE, 2014; MARTELLO *et al*., 2018; SANTOANDRE *et al*., 2019; RABELLO *et al*., 2021; AGUIAR *et al*., 2022; CHILES *et al*., 2022; MARTELLO *et al*., 2022; MTHIMUNYE; MUNYAI, 2022), a abordagem em multiescala espacial ainda é pouco utilizada [ver Ahuatzin *et al*. (2021) e Lasmar *et al*. (2021) que não realizaram as coletas biológicas diretamente em plantações de eucalipto, mas analisaram a influência da composição da paisagem na qual possui essa monocultura]. Adicionalmente, pesquisas em multiescala das respostas das comunidades de formigas têm levado a conclusões divergentes quanto à escala biologicamente relevante dos efeitos para esse grupo de acordo com métricas da paisagem. Por exemplo, a resposta das formigas sobre a paisagem foi melhor explicada na escala de 200m (DE LA MORA *et al*. 2013), 500m (SPIESMAN; CUMMING, 2008), 1000m (EGERER *et al*., 2017; REYNOLDS; FLETCHER JR, 2018), 100m e 400m (MCCARY; MINOR; WISE, 2018), 700m e 900m (AHUAZTIN et al., 2021). Portanto, buscamos responder as seguintes perguntas: (i) A composição da paisagem (heterogeneidade da paisagem e cobertura florestal nativa) e a idade das áreas de eucalipto têm efeito sobre a diversidade de formigas? (ii) Qual a melhor escala espacial de análise para as respostas biológicas considerando a influência dos descritores da paisagem?

2. OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Analisar em multiescala espacial a influência da heterogeneidade da paisagem sobre a diversidade de formigas, bem como o efeito da idade das plantações de eucalipto (escala temporal) sobre esse grupo biológico.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Analisar a riqueza das espécies de formigas;

Analisar a diversidade beta das comunidades de formigas; Analisar a heterogeneidade espacial das paisagens em multiescala;

Analisar a cobertura florestal nativa das paisagens em multiescala;

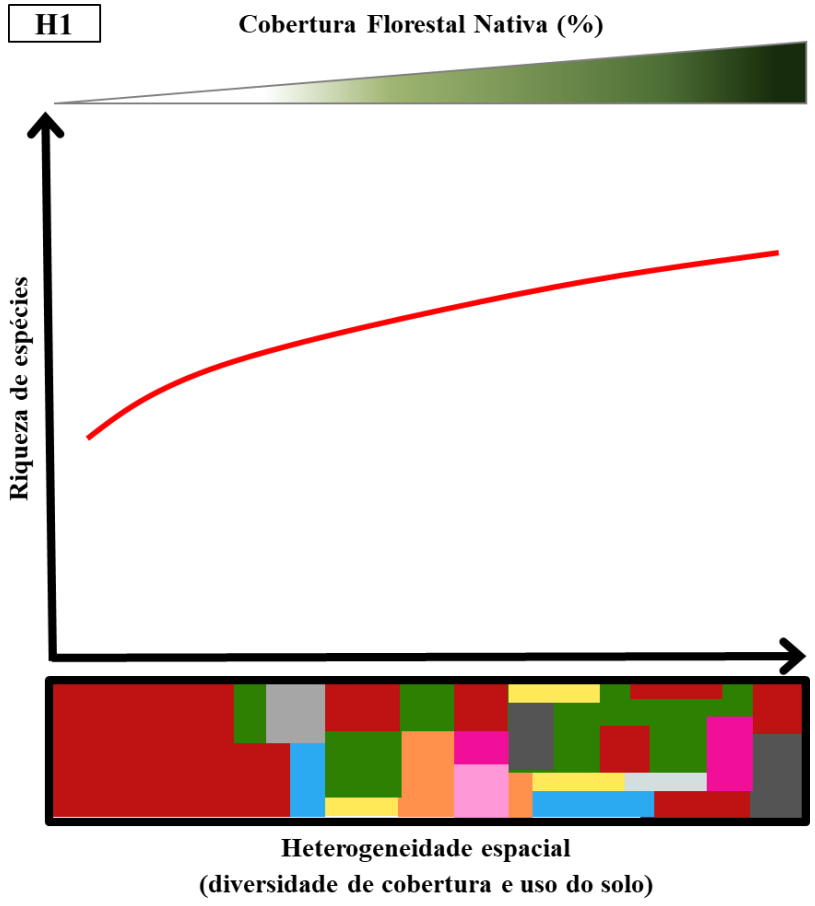
Analisar a relação entre a diversidade de formigas e as métricas da paisagem; Analisar a relação entre a diversidade de formigas e a idade das áreas de eucalipto;

Definir qual a melhor escala espacial de análise para as formigas de acordo com as métricas de diversidade biológica.

2.3 HIPÓTESES

H1. Espera-se que a riqueza de espécies de formigas aumente conforme o aumento da heterogeneidade espacial da paisagem, visto que um maior número de classes de cobertura e uso do solo pode aumentar a quantidade de nichos, e por consequência favorecer mais espécies distúrbio-tolerantes. Além disso, prevê-se que com o aumento da cobertura florestal nativa (%), a riqueza de espécies aumente, devido uma maior diversidade de plantas que formam os microhabitats e, principalmente, a serapilheira (Figura 1) (REGOLIN *et al*., 2020; AHUATZIN *et al*., 2021; LASMAR *et al*., 2021; RABELLO *et al*., 2021; AGUIAR *et al*., 2022).

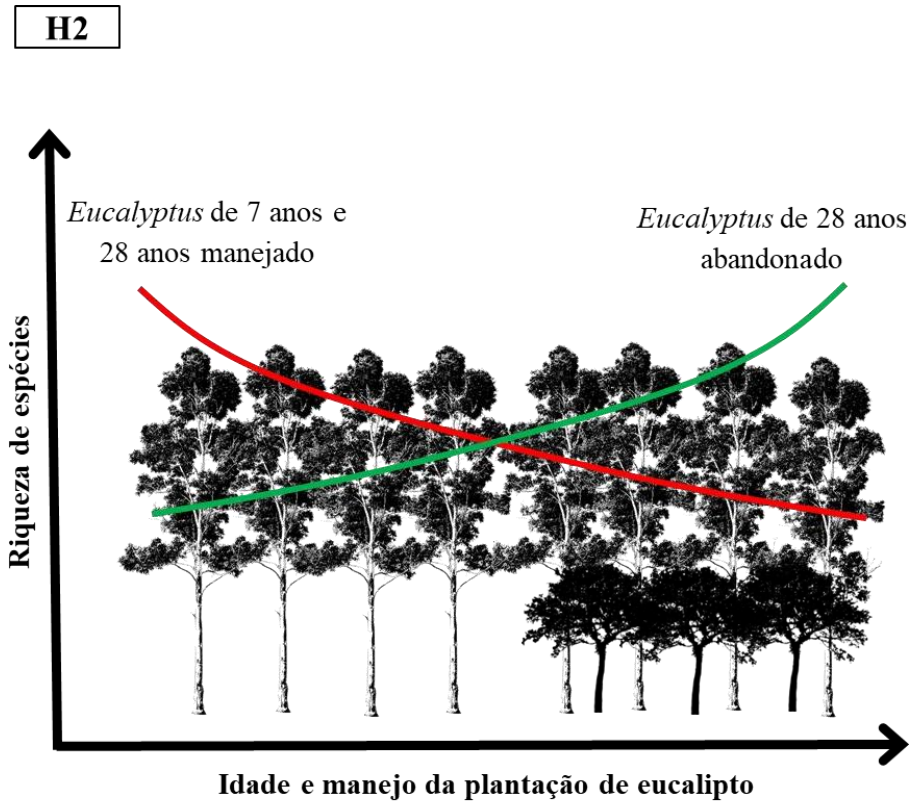
Figura 1 - Hipótese 1: Influência da composição da paisagem das áreas de eucalipto sobre a riqueza de espécies de formigas.



(Martello et al., 2018; Regolin et al., 2020; Ahuatzin et al., 2021; Lasmar et al., 2021; Rabello et al., 2021; Aguiar et al., 2022)

H2. Espera-se que a riqueza de espécies de formigas diminua em plantios de eucalipto manejados (recentes até 7 anos de idade e antigas até 28 anos de idade com uso de pesticidas para controle de pragas), pois paisagens de manejo intensivo podem afetar negativamente a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos, estabelecendo filtros ambientais que podem favorecer espécies distúrbio-tolerantes (MARTELLO *et al*., 2018; FAHRIG *et al*., 2019; AHUATZIN *et al*., 2021), principalmente em escalas espaciais menores (LASMAR *et al*., 2021). Em plantações de eucalipto antigas e abandonadas (antigas com até 28 anos de idade e sem controle de formigas cortadeiras), é esperado que a riqueza de espécies de formigas aumente quando comparada ao eucalipto manejado, pois proporciona mais recursos para forrageamento e nidificação com o sub-bosque em regeneração (Figura 2) (AGUIAR *et al*., 2022).

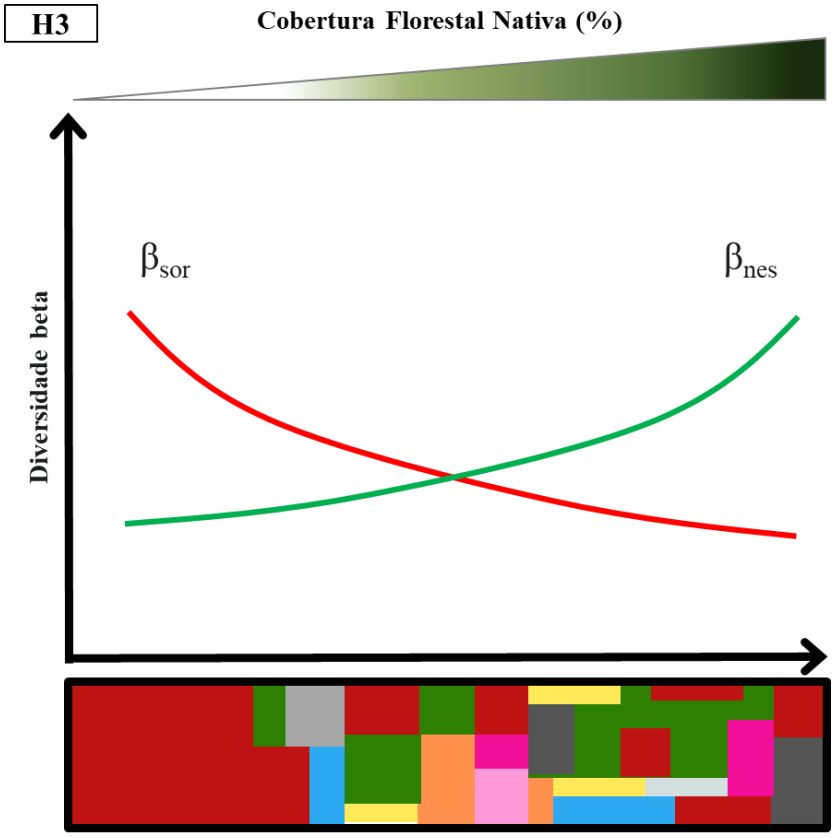
Figura 2 - Hipótese 2: Influência da idade das áreas de eucalipto sobre a riqueza de espécies de formigas.



(Martello et al., 2018; Fahrig et al., 2019; Ahuatzin et al., 2021; Lasmar et al., 2021; Aguiar et al., 2022)

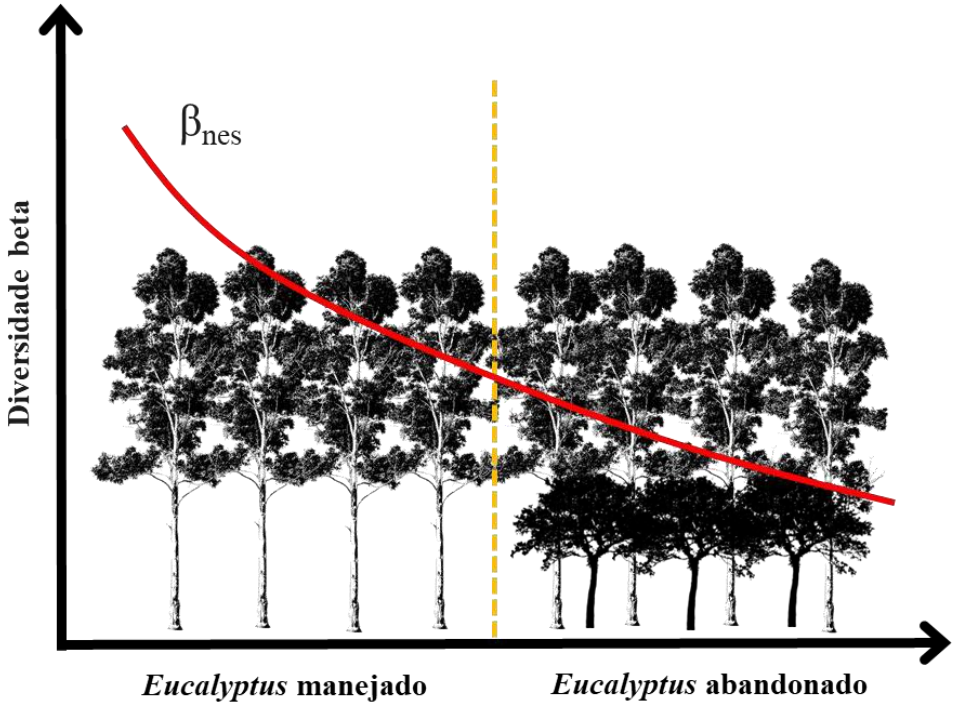
H3. Espera-se que a diferença na composição de espécies entre as áreas de eucalipto (*βsor*) diminua (ou seja, que as áreas apresentem valores menores de diversidade beta total) com o aumento da heterogeneidade da paisagem e da cobertura florestal nativa (%), em função da simplificação da paisagem e consequentemente da homogeneização das assembleias de formigas (MARTELLO *et al*., 2018; LASMAR *et al*., 2021). Além disso, como as áreas de eucalipto estão circundadas por Mata Atlântica, prevê-se que conforme a diversidade da paisagem aumenta, a monocultura perde mais espécies (*βnes* aumenta) para fragmentos de vegetação nativa, ou seja, as comunidades presentes no eucalipto são um subconjunto das comunidades encontradas na floresta nativa (Figura 3) (SANTOANDRE *et al*., 2019; MARTINS *et al*., 2022), servindo como habitat complementar ou suplementar (REGOLIN *et al*., 2020).

Figura 3 - Hipótese 3: Influência da composição da paisagem das áreas de eucalipto sobre a diversidade beta das comunidades de formigas.



H4. Espera-se que, independentemente da idade das áreas manejadas do eucalipto, as comunidades de formigas apresentem homogeneização (baixa diversidade beta total), devido ao impacto prolongado da monocultura nos grupos biológicos (LAPOLA; FOWLER, 2008; MARTELLO *et al*., 2018). Além disso, prevê-se que o componente de perda de espécies (*βnes*) aumente em áreas de eucalipto manejadas (até 7 anos de idade e até 28 anos de idade), em razão da diminuição dos micro-habitats, e diminua em áreas abandonadas (até 28 anos de idade em regeneração) (Figura 4) (MARTELLO *et al*., 2018; ESCOBAR-RAMÍREZ *et al*., 2020).

Figura 4 - Hipótese 4: Influência da idade das áreas de eucalipto sobre a diversidade beta das comunidades de formigas.



(Lapola; Fowler, 2008; Martello et al., 2018; Escobar-Ramírez et al., 2020)

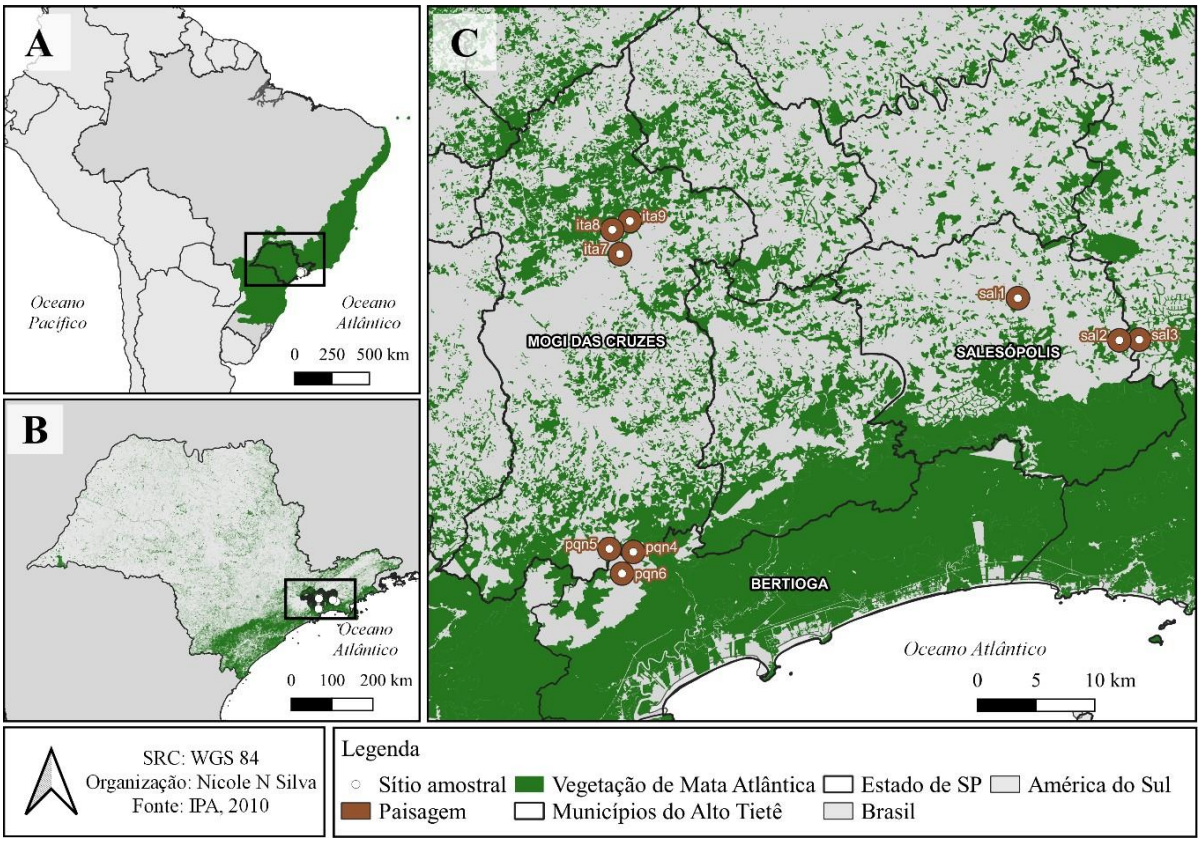
3. MÉTODO

3.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado na Região do Alto Tietê (São Paulo, Brasil) que possui 3.125km² de extensão e é responsável por 5,11% do Produto Interno Bruto (PIB) do Estado com aproximadamente 3 milhões de habitantes (CONDEMAT, 2023) (Figura 5). A Região do Alto Tietê está situada na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) e apresenta uma paisagem heterogênea, composta por um mosaico de classes de cobertura e usos do solo como: área urbana, plantações de eucalipto, floresta nativa, cursos d'água, mineração, entre outros (MORINI; DE MIRANDA, 2012; MARTELLO *et al*., 2018).

A área de estudo está localizada no bioma Mata Atlântica e sua fitofisionomia é de Floresta Ombrófila Densa (MORINI; DE MIRANDA, 2012). Esse tipo é caracterizado pelos altos índices de precipitação média anual, temperatura média entre 22ºC a 25ºC e vegetação com dossel esparso (COLOMBO; JOLY, 2010). Com base nessa particularidade do estrato superior das árvores, a fitofisionomia da área em análise demonstra maior homogeneidade quando observada a partir da perspectiva aérea, em comparação com outros biomas brasileiros, notadamente aqueles situados em zonas de ecótono. A Região do Alto Tietê dispõe de duas extensas áreas de Mata Atlântica: i) Serra do Itapeti situada ao norte do município de Mogi das Cruzes e ao sul de Guararema; e ii) Serra do Mar localizada ao sul dos municípios de Mogi das Cruzes, Salesópolis, Biritiba Mirim, Bertioga e Suzano. A Serra do Itapeti abrange 5.349,96 mil hectares, sendo apenas 8,25% designados como Unidades de Conservação, apesar da proteção legal pela Lei Estadual nº 4.529/1985. A Área de Proteção Ambiental (APA) Serra do Itapeti abrange cerca de 5.262,57 hectares (MORINI *et al*., 2018). A Serra do Mar é o maior contínuo de Mata Atlântica da América do Sul, sendo caracterizada por uma sucessão de escarpas festonadas com altitudes de 800 a 1.200 m em São Paulo. Ela se estende do Rio de Janeiro ao norte de Santa Catarina (ALMEIDA, 1998)

Figura 5 - Área de estudo compreendendo: (A) o bioma Mata Atlântica no Brasil; (B) o Estado de São Paulo e a vegetação remanescente do bioma ; e (C) a Região do Alto Tietê com destaque para os municípios de coleta com as 9 paisagens e seus sítios amostrais.



Com o intuito de analisar a heterogeneidade da paisagem, foram selecionadas 9 áreas com plantações de eucalipto circundadas por fragmentos de Mata Atlântica e outros usos do solo (citados na seção 3.4 Cobertura e Uso do Solo), e que apresentam 3 particularidades (Quadro 1): (a) monocultura recente de *Eucalyptus* sp. com 7 anos de idade, sem corte de madeira com utilização de pesticidas (n = 3); (b) monocultura estabelecida de *Eucalyptus* sp. com até 28 anos de idade e com corte de madeira e utilização de pesticidas (n = 3); e (c) monocultura abandonada *de Eucalyptus* sp. deixada sem manejo por 28 anos antes deste estudo (n = 3).

Quadro 1 – Localização e idade do eucalipto dos sítios amostrais das nove paisagens.

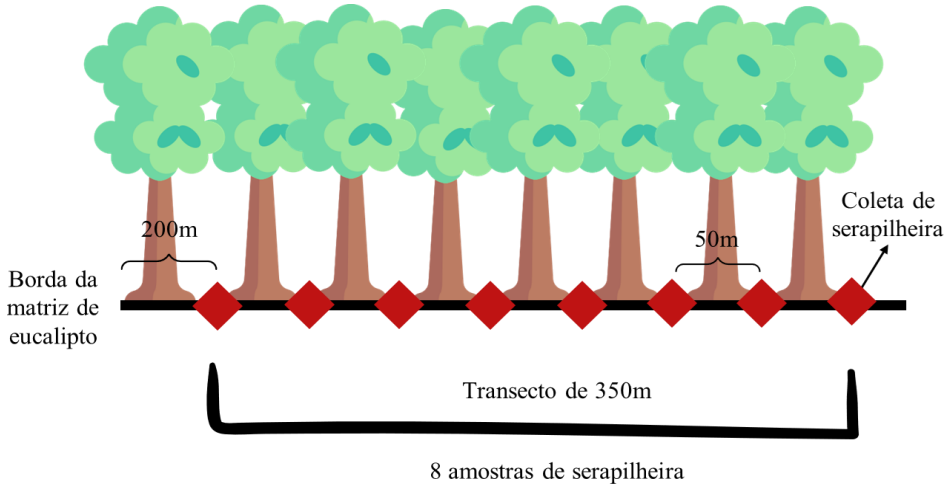
Paisagem	Sigla	Município	Localidade	Coordenada (º)		Idade e manejo do eucalipto
				Longitude	Latitude	
1	Sal1	Salesópolis	Salesópolis	-45,834194	-23,538528	B
2	Sal2	Salesópolis	Salesópolis	-45,749722	-23,571389	A
3	Sa3	Salesópolis	Salesópolis	-45,733194	-23,570972	A
4	Pqn4	Mogi das Cruzes	Parque das Neblinas	-46,156825	-23,731704	B
5	Pqn5	Mogi das Cruzes	Parque das Neblinas	-46,176793	-23,729226	B
6	Pqn6	Bertioga	Parque das Neblinas	-46,166351	-23,748295	C
7	Ita7	Mogi das Cruzes	Serra do Itapeti	-46,165966	-23,502449	A
8	Ita8	Mogi das Cruzes	Serra do Itapeti	-46,172168	-23,483729	C
9	Ita9	Mogi das Cruzes	Serra do Itapeti	-46,157491	-23,477101	C

3.2 AMOSTRAGEM DE FORMIGAS

As expedições de coleta ocorreram entre 2013 e 2018 no período chuvoso das 8:00h às 12:00h. Em cada paisagem foi delimitado um transecto de 350m de extensão a partir de 200m da borda das áreas de eucalipto. Em cada transecto houve a coleta de 8 amostras de serapilheira a cada 50m, resultando em 72 amostras (Figura 6). Em cada ponto de amostragem foi coletado 1m² de serapilheira (AGOSTI; ALONSO 2000, BESTELMEYER *et al*., 2000). Esse material foi peneirado no peneirador e transferido para extratores Winkler que ficaram suspensos no Núcleo de Ciências Ambientais (NCA) da Universidade de Mogi das Cruzes (UMC) por sete dias. Na extremidade inferior de cada extrator foi colocado um copo plástico contendo etanol 70% para que as formigas fossem conservadas. Após o tempo estipulado, o material extraído foi armazenado em um pote plástico com tampa com etanol 70% até o momento da triagem. É essencial destacar que este método de amostragem, coleta formigas de solo (sub e sobre) e predominantemente as espécies hipogeicas. A estratificação vertical da diversidade faunística de formigas na serapilheira é influenciada pelas variações na temperatura e umidade ambiental (TORRES; SOUZA; BACCARO, 2020; LEPONCE *et al*., 2021).

Em laboratório, as formigas foram organizadas por gênero de acordo com Baccaro *et al*. (2015) e identificadas a nível de espécie e morfoespécie de acordo com Suguituru *et al*. (2015), Souza-Campana *et al*. (2020) e o Antweb (https://www.antweb.org/). Os *vouchers* das espécies de formigas foram depositados na Coleção Regional da Mirmecofauna do Alto Tietê da Universidade de Mogi das Cruzes (São Paulo, Brasil).

Figura 6 - Esquema do desenho amostral e da coleta de formigas em cada paisagem da área de estudo.



3.3 MÉTRICAS BIOLÓGICAS

A composição das espécies de formigas com dados de ocorrência foi transformada em uma matriz de presença-ausência utilizando a função *decostand* do pacote *vegan* com método *pa* e em seguida foi calculada a riqueza de espécies das nove paisagens com a função *specnumber* do pacote *vegan.*

A diversidade beta foi calculada a partir da função *beta.pair* do pacote *betapart* com parâmetro *Sorensen*. Esse cálculo forneceu três matrizes triangulares decorrentes das comparações par a par entre as nove paisagens (BASELGA; ORME, 2012). A abordagem de Baselga (2010) utilizada para estimar a diversidade beta global – medida pelo índice de Sorensen (1948) (*βsor*) – consiste na decomposição da diversidade beta total (*βsor*) em dois componentes: o índice de dissimilaridade de Simpson (*βtur*), relacionado à substituição das espécies; e o cálculo da diferença entre *βsor* e *βtur* que estima o componente de aninhamento (*βnes*), que representa a perda de espécies entre as comunidades (MEDEIROS *et al*., 2019). Por fim, fizemos a média da diversidade beta (*βsor, βtur* e *βnes)* para relacionar com os 9 valores das métricas de estrutura da paisagem. Todas as etapas anteriores foram realizadas no *software* estatístico *R 4.2.2* (R CORE TEAM, 2022).

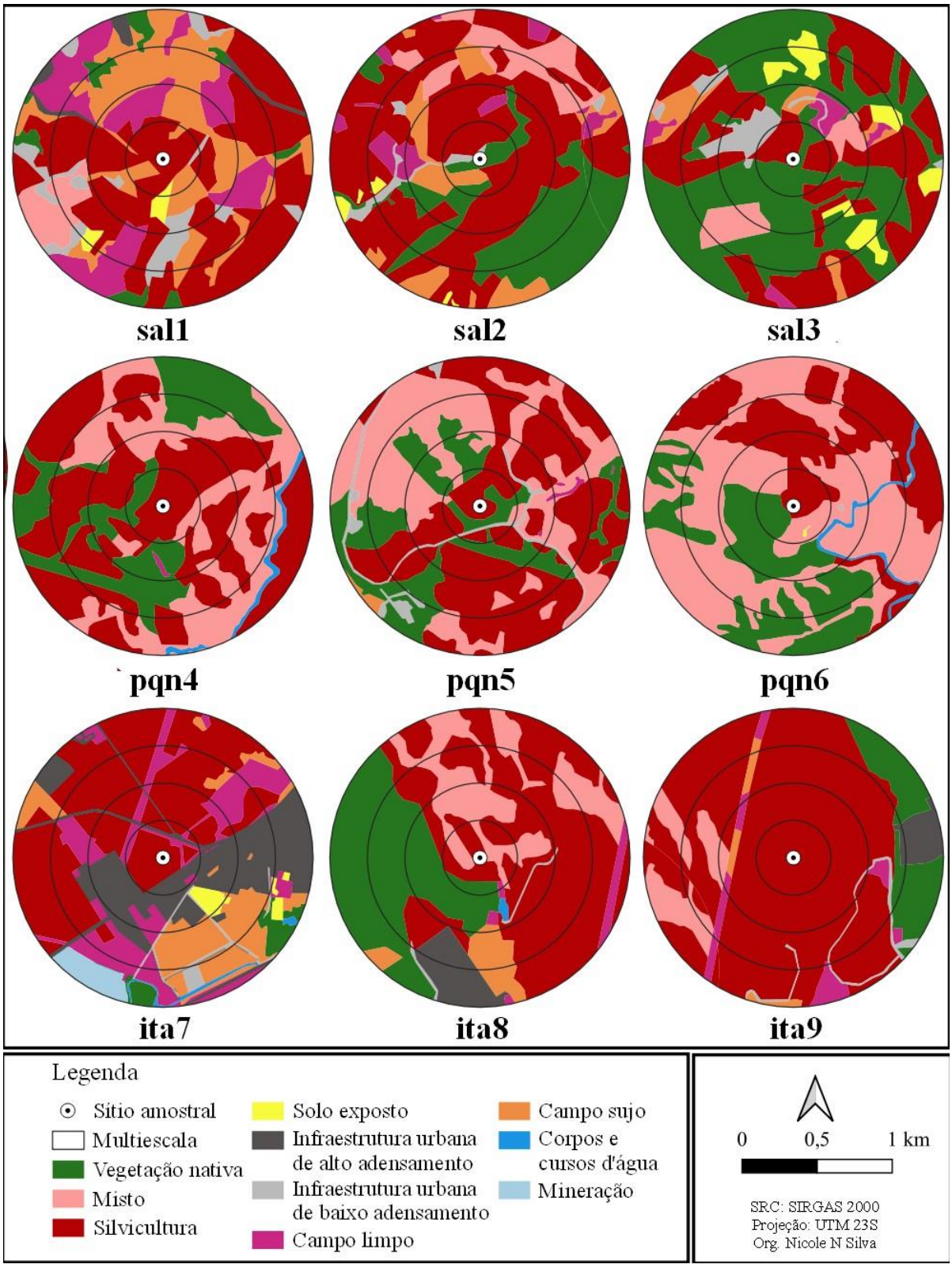
3.4 COBERTURA E USO DO SOLO

Foi delimitado um raio de 1 km para caracterização da cobertura e uso do solo (assim como em NAGATANI *et al*., 2022), a partir do que Crist (2009) constatou sobre a dispersão das formigas ser limitada entre 1-3km dependendo da espécie. O uso de *buffers* maiores que 1000m poderiam causar alta sobreposição espacial entre os sítios amostrais; e *buffers* menores que 250m poderiam gerar imprecisão das métricas de estrutura da paisagem, principalmente heterogeneidade espacial, devido sua dependência com a escala (MCGARIGAL, 2015; CARDOSO; BUENO; MORANTE-FILHO, 2023). Avaliar as habilidades de dispersão das formigas em ambientes naturais pode representar um desafio, devido à sua gama de comportamentos de forrageamento e nidificação (SILVA; BRANDÃO, 2010). O potencial de dispersão pode variar entre diferentes táxons ou dentro dos mesmos grupos, além de serem influenciadas pelas características da paisagem circundante (FAHRIG, 2013; WATLING *et al*., 2020).

O mapeamento manual foi realizado manualmente no software *QGIS 3.14* em escala de 1:5.000 com imagens de alta resolução (pixel = 1m) disponibilizadas pela *Digital Globe* (MEDEIROS *et al*., 2019). Foram mapeadas um total de 10 classes de cobertura e uso do solo, são elas: (i) vegetação nativa, (ii) misto (vegetação nativa + eucalipto), (iii) silvicultura, (iv) infraestrutura urbana de baixo adensamento, (v) infraestrutura urbana de alto adensamento, (vi) solo exposto, (vii) campo limpo, (viii) campo sujo, (ix) cursos d'água e (xi) mineração (Figura 4). A classe de cobertura do solo mista foi criada devido algumas áreas apresentarem eucalipto e vegetação nativa extremamente intrincados, o que impossibilita a inferência exata de uma ou outra cobertura. Considerando que as formigas respondem a uma ampla gama de variações ambientais com um *roll* de respostas igualmente diverso, as classes de uso e cobertura do solo de Montagnana *et al*. (2021) foram adaptadas para representar de forma mais detalhada a diversidade dos fatores abióticos.

O procedimento de seleção das áreas de eucalipto envolveu a busca de um gradiente de heterogeneidade da paisagem. A escala espacial que a métrica de estrutura da paisagem deve ser analisada para explicar os dados do grupo biológico é uma pergunta que pode ser respondida calculando a escala de efeito sob a variável resposta (diversidade α e β) (BRENNAN *et al*., 2002; JACKSON; FAHRIG, 2015). Para identificar essa escala de efeito corretamente é preferível que a análise seja realizada em multiescala (BRENNAN *et al*., 2002), e neste estudo consideramos 4 escalas espaciais para medir a resposta da diversidade de formigas à heterogeneidade espacial da paisagem: 250m, 500m, 750m e 1000m (Figura 7).

Figura 7 - Caracterização das classes de tipos e usos do solo com multiescala de acordo com as áreas de estudo: sal1 = paisagem 1; sal2 = paisagem 2; sal3 = paisagem 3; pqn4 = paisagem 4; pqn5 = paisagem 5; pqn6 = paisagem 6; ita 7 = paisagem 7; ita 8 = paisagem 8.



3.5 MÉTRICAS DE ESTRUTURA DA PAISAGEM

Para cada paisagem, as modificações na sua composição foram mensuradas com o Índice de Diversidade de Shannon (SHDI) e o percentual de Cobertura Florestal Nativa (PerFlo) nas 4 escalas espaciais de análise (250m, 500m, 750m e 1000m). Esses métricas da paisagem foram escolhidas, pois são amplamente reconhecidos como os principais componentes utilizados para caracterizar paisagens alteradas pelo homem (FAHRIG *et al*., 2011; MARTENSEN *et al*., 2012; CORRO *et al*., 2019; AHUATZIN *et al*., 2021).

O percentual de cobertura florestal refere-se à proporção da área de um determinado local que é ocupada por vegetação nativa. É uma medida que indica a extensão das áreas cobertas por vegetação florestal em relação à área total da região analisada e foi calculado no *QGIS 3.14*. O SHDI estima a heterogeneidade composicional espacial (diversidade da paisagem) a partir da riqueza e equitabilidade (uniformidade na distribuição) das classes de cobertura do solo, ou seja, analisa a quantidade de usos do solo e suas proporções (MCGARIGAL *et al*., 2012; MCGARIGAL, 2015; ADLER; JEDICKE, 2022), por meio da seguinte equação:

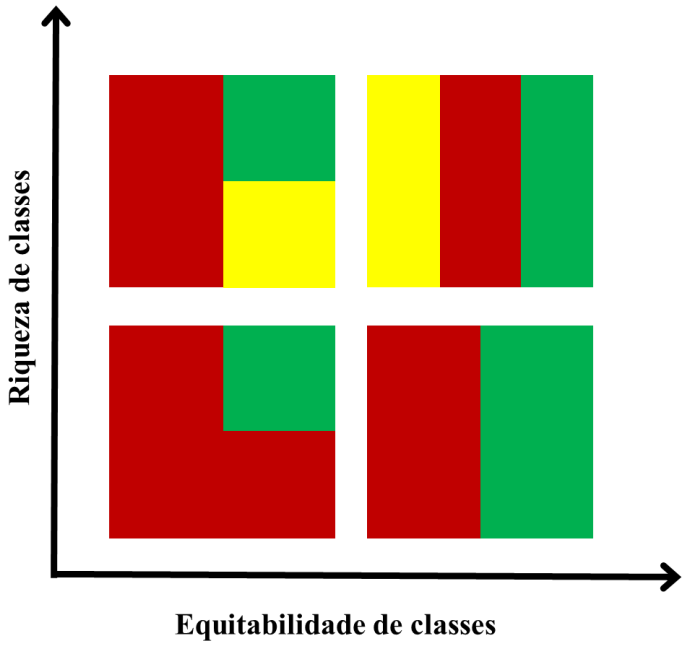
$$SHDI = -\sum_{i=1}^{m}(P_i * \ln P_i)$$

onde,

Pi = proporção da classe i; m = número de classes.

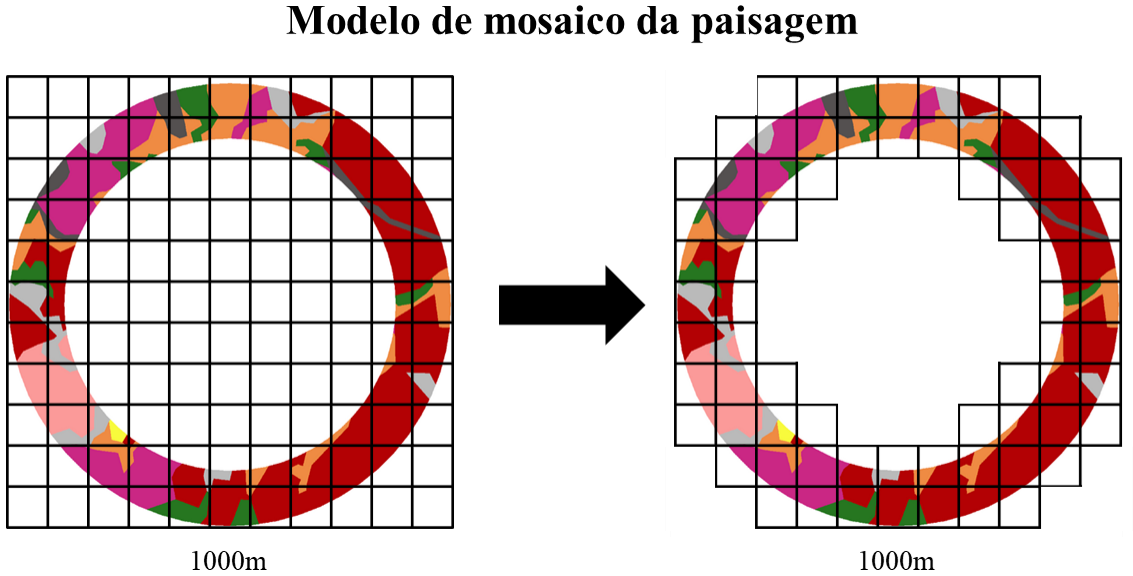
O valor de SHDI varia entre zero e um. É igual a zero quando uma paisagem em determinada escala espacial de análise apresenta apenas uma classe de cobertura do solo (p.e., monocultura de eucalipto). A diversidade da paisagem é maior que zero conforme o número de classes aumenta e a dominância de classes diminui (Figura 8) (MCGARIGAL; MARKS, 1995; MCGARIGAL; CUSHMAN; ENE, 2012; MCGARIGAL, 2015).

Figura 8 - Esquema de como o Índice de Diversidade de Shannon (SHDI) quantifica a heterogeneidade espacial.



Para o cálculo das métricas de estrutura da paisagem nas diferentes escalas espaciais, foi necessário realizar uma análise em modelo de mosaico (NOWOSAD, 2020), visto que os softwares estatísticos consideram o interior "vazio" das escalas de 1000m, 750m e 500m como se fosse zero, interferindo nos resultados. Por exemplo: uma paisagem na escala espacial de 1000m mensurada com o modelo de mosaico, apresenta valores de cobertura florestal nativa (%) e SHDI que representam melhor a realidade (Figura 9).

Figura 9 - Exemplo de como o as métricas de estrutura da paisagem foram calculadas em modelo de paisagem.



A heterogeneidade da paisagem de cada hexágono foi quantificada pela porcentagem de área ocupada por cada classe de uso do solo (PLEXIDA *et al*., 2014). A malha quadriculada de 30mx30m para o parâmetro *cellsize* foi criada por meio da concatenação das funções *st_make_grid*, *st_as_fct* e *st_bbox* do pacote *sf*. O SHDI foi calculado utilizando a função *sample_lsm* e o parâmetro *metric* do pacote *landscapemetrics*. Essas etapas foram desenvolvidas no ambiente *R 4.2.2* (HESSELBARTH *et al*., 2019; NOWOSAD, 2020; R CORE TEAM, 2022). Em seguida, as quadrículas sem informação foram excluídas no software *QGIS 3.14* e foi calculada a média dos valores de SHDI para cada paisagem.

3.6 ANÁLISES DE DADOS

Inicialmente realizamos um teste de mantel para eliminar a possibilidade de correlação espacial nas métricas biológicas e da paisagem (APÊNDICE A). A partir da matriz de composição das espécies calculamos uma matriz de dissimilaridade utilizando a função *vegdist* com método de *Jaccard*, e calculamos as matrizes dos preditores da paisagem (separadamente para cada escala espacial 250m, 500m 750m e 1000m) utilizando a mesma função com método *Euclidean* (DA SILVA *et al*., 2022). As coordenadas dos sítios foram transformadas em uma matriz triangular de distâncias geográficas com a função *rdist.earth* do pacote *fields* (NYCKHA *et al*., 2021; DA SILVA *et al*., 2022). Posteriormente, utilizamos a função *mantel* do pacote *vegan*, com 999 permutações para testar as seguintes relações: distância *vs* ambiente e distância *vs* espécies (OKSANEN *et al*., 2022). Não foram encontradas significâncias nos testes realizados ($p<0,05$), assim foi descartada a possibilidade de correlação espacial. Segundo Zuckerberg *et al*. (2012), uma maior sobreposição não necessariamente compromete a independência estatística das paisagens, especialmente quando a sobreposição espacial é reduzida, como observado em nosso estudo.

Verificamos a normalidade das métricas biológicas e de estrutura da paisagem utilizando a função *Shapiro.test*, além de realizar a checagem visual dos histogramas por meio da função *hist* (APÊNDICE B). Constatada normalidade nas distribuições, plotamos gráficos de diagnóstico e elaboramos Modelos Lineares Generalizados (GLM) com a função *glm* do pacote *stats* utilizando a família de distribuição gaussiana para diversidade beta e família Poisson para riqueza (dados de contagem). Foram analisados um total de 52 modelos, sendo 13 modelos para riqueza de espécies e 39 modelos para diversidade beta particionada. Esses modelos foram construídos utilizando um preditor de cada escala espacial isoladamente contra uma variável de resposta ($y \sim x$) ou dois preditores de cada escala espacial para uma variável de

resposta (y ~ x+x / y ~ x*x). Foram significativos apenas os modelos que obtiveram valor de p igual ou inferior a 0,05. Para avaliar a colinearidade entre as variáveis preditoras, aplicamos o Fator de Inflação de Variância (VIF) para as métricas contínuas e GVIF (versão generalizada do VIF) para modelos com uma variável contínua (SHDI ou PerFlo) e uma variável categórica (idade do eucalipto). Variáveis com valor VIF/GVIF >4 são multicolineares e devem ser excluídas do modelo (AGUIAR *et al.*, 2021). Variáveis apresentaram multicolinearidade em 4 modelos de interação (riqueza ~ SHDI * PerFlo) que foram desconsiderados, visto que foram realizados modelos mais parcimoniosos com os mesmos preditores (riqueza ~ SHDI; riqueza ~ PerFlo). Modelos de riqueza que apresentaram o parâmetro de dispersão (*deviance/df.residual*) >1,5 sofrem de *overdispersion* e foram ajustados com a função *glm.nb* do pacote *MASS* (VENABLES; RIPLEY, 2002; DA SILVA *et al*., 2022; RIPLEY *et al*., 2023). A partir disso, os GLM foram inseridos em gráficos de dispersão com curva de tendência, utilizando a função *ggplot* do pacote *ggplot2*.

Foi calculado o Critério de Informação de Akaike corrigido (AICc) para pequenas amostras para identificar a escala espacial que melhor previu as respostas biológicas das formigas e o coeficiente de determinação (R^2) ajustado foi mensurado para avaliar quão bem o modelo explica os dados (APÊNDICE C). Para tornar os valores de AICc e R^2 comparáveis, padronizamos as variáveis da paisagem (por escala espacial) pelo valor máximo de cada uma (as variáveis padronizadas variam entre 0 e 1), utilizando a função *decostand* com método *range* do pacote *vegan* (SOLAR *et al*., 2016; AHUATZIN *et al*., 2021; OKSANEN *et al*., 2022). A seleção do modelo mais plausível foi feita de acordo com o peso do AICc (AICc weight), utilizando a função *ICtab* do pacote *bbmle* (BOLKER, 2022). Os modelos com ΔAICc < 2 foram considerados igualmente explicativos (BURNHAM; ANDERSON, 2002; REGOLIN *et al*., 2020) e o AICc weight (AICc wi) avaliou proporcionalmente qual o melhor modelo entre os concorrentes (WAGENMAKERS; FARRELL, 2004; REGOLIN *et al*., 2020). O R^2 ajustado foi calculado pela função *r2* do pacote *performance* somente para os modelos significativos ($p<0,05$) (REGOLIN *et al*., 2020; LÜDECKE *et al*., 2021; DA SILVA *et al*., 2022). A qualidade do modelo com base no R^2 foi calculada com a função *compare_performance* do pacote *performance* (LÜDECKE *et al*., 2021).

A relação encontrada nos GLM mais explicativos (de acordo com AICc weight), foi explorada por meio de uma *Threshold Indicator Taxa Analysis* (TITAN), utilizando a função *titan* do pacote *TITAN2*. Essa abordagem possibilitou a análise das respostas biológicas a nível de espécie ao longo do gradiente ambiental e heterogeneidade da paisagem, identificando os indivíduos que apresentaram respostas positivas e negativas, bem como a intensidade dessas

respostas. Os gráficos dessa análise foram gerados utilizando a função *plot_taxa_ridges* também do pacote *TITAN2* (BAKER; KING, 2010; BAKER; KING; KAHLE, 2023). Todas as etapas de análise foram realizadas no programa *R 4.2.2* (DA SILVA *et al*., 2022).

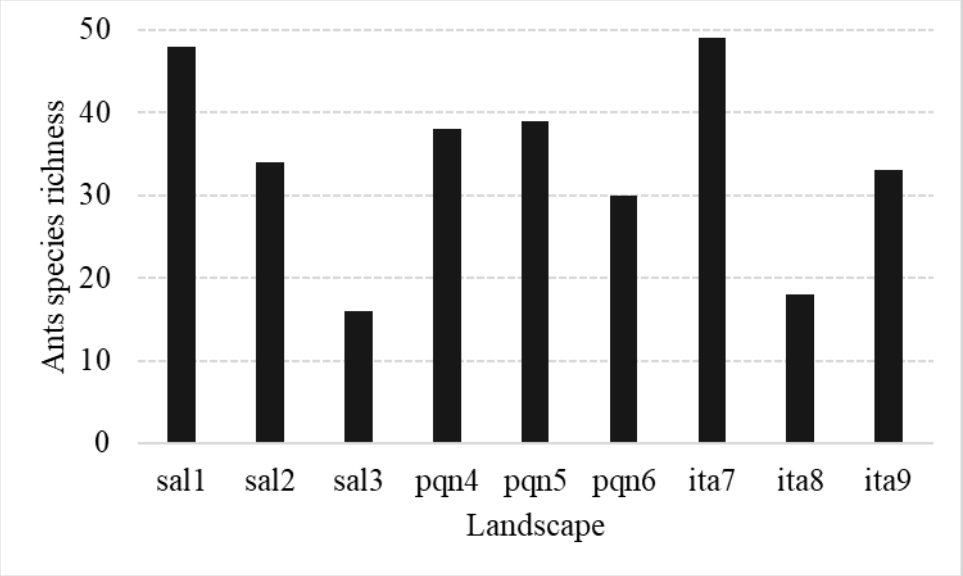
4. RESULTADOS

4.1 VISÃO GERAL: MÉTRICAS DE DIVERSIDADE BIOLÓGICA

4.1.1 Riqueza de espécies

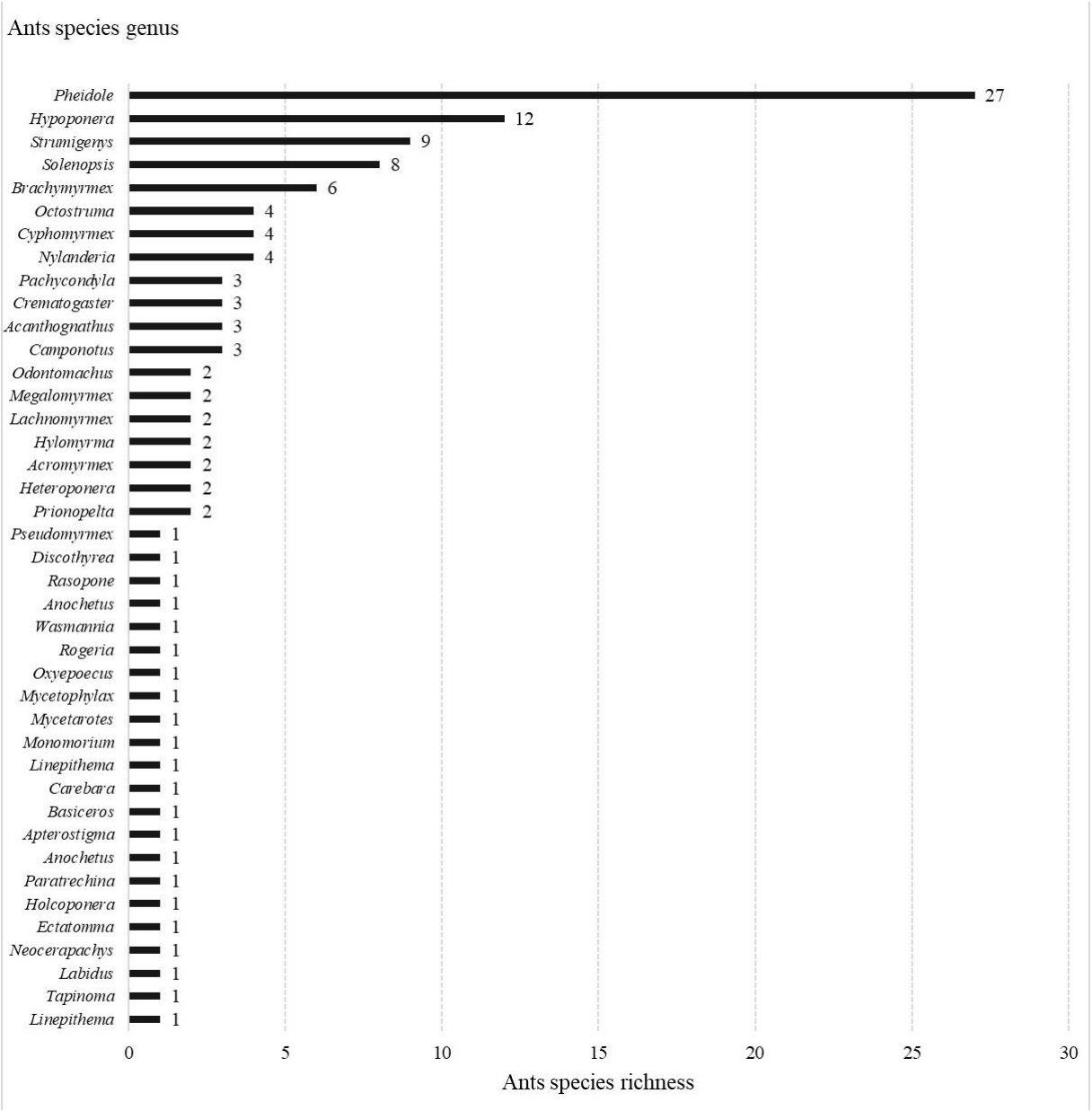
Foram encontradas 125 espécies de formigas de solo nas áreas de eucalipto (APÊNDICE D). As paisagens que apresentaram maior riqueza de espécies de formiga foram ita7 (49 ssp.) e sal1 (48 spp.) (Gráfico 1).

Gráfico 1 - Riqueza de espécies de formigas coletadas em áreas de eucalipto na Mata Atlântica.



As espécies coletadas nas áreas de eucalipto estão distribuídas em 9 subfamílias: Myrmicinae (77 spp.), Ponerinae (19 spp.), Formicinae (17 spp.), Ectatomminae (4 spp.), Amblyoponinae (2 spp.), Dolichoderinae (2 spp.), Dorylinae (2 spp.), Proceratiinae (1 spp.) e Pseudomyrmecinae (1 spp.) (APÊNDICE D). Dos 41 gêneros encontrados, os cinco gêneros mais ocorrentes nas plantações de eucalipto foram (Gráfico 2): *Pheidole* Westwood, 1839 (27 spp.), *Hypoponera* Santschi, 1938 (12 spp.), *Strumigenys* Smith, 1860 (9 spp.), *Solenopsis* Westwood, 1840 (8 spp.) e *Brachymyrmex* Mayr, 1868 (6 spp.).

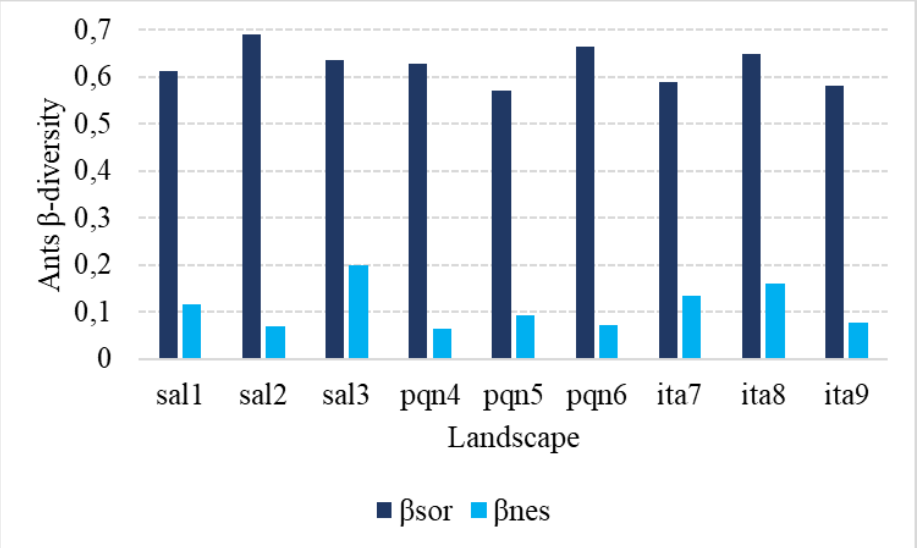
Gráfico 2 - Riqueza de espécies de formigas por gênero coletado em áreas de eucalipto na Mata Atlântica.



4.1.2 Diversidade beta

Com relação a dissimilaridade na composição das comunidades encontradas, os maiores valores de *βsor* foram de 0,68, 0,66 e 0,64 de sal2, pqn6 e ita8, respectivamente (Gráfico 3). O componente *βtur* representou a maior parte da diversidade beta total, mas o *βnes* também ocorre nas áreas de eucalipto, ou seja, a diferença na composição das assembleias de formigas é causada pela substituição e aninhamento de espécies.

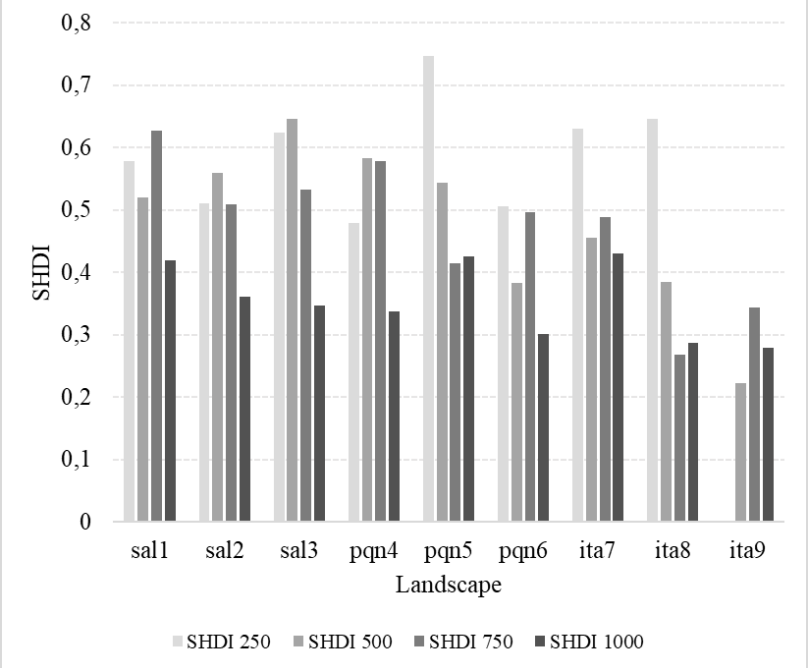
Gráfico 3 - Diversidade beta de formigas coletadas em áreas de eucalipto na Mata Atlântica.



4.2 VISÃO GERAL: MÉTRICAS DE ESTRUTURA DA PAISAGEM POR ESCALA ESPACIAL

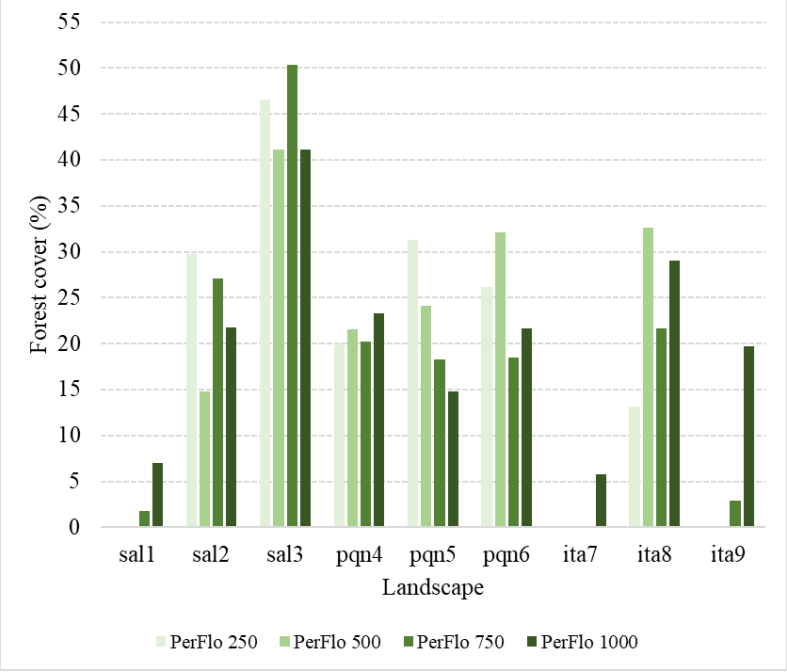
Com o aumento da escala espacial, de forma geral, a heterogeneidade da paisagem (Índice de Diversidade de Shannon – SHDI) diminuiu (Gráfico 4). Como as escalas espaciais foram analisadas separadamente nos modelos, a escala de efeito sobre as respostas biológicas das formigas pode ser comparada. Além disso, podemos observar que ita9 é a paisagem menos heterogênea, apresentando a matriz de eucalipto como classe dominante (ver Figura 7).

Gráfico 4 - Heterogeneidade da paisagem em multiescala.



O percentual de cobertura florestal nativa (PerFlo) circundantes das áreas de eucalipto variam de 0% a 46,55% em 250m, 0% a 41,08% em 500m, 0,02% a 50,38% em 750m e 5,76% a 41,14% em 1000m. A paisagem sal3 apresenta a maior PerFlo (%), enquanto sal1, ita7 e ita9 em algumas escalas espaciais não possuem vegetação nativa (Gráfico 5). Além disso, comparando o diagnóstico da diversidade da paisagem (Gráfico 4) e da cobertura florestal nativa (Gráfico 5), podemos notar que, provavelmente, não há uma relação linear entre SHDI e PerFlo.

Gráfico 5 - Percentual de cobertura florestal nativa das paisagens em multiescala.

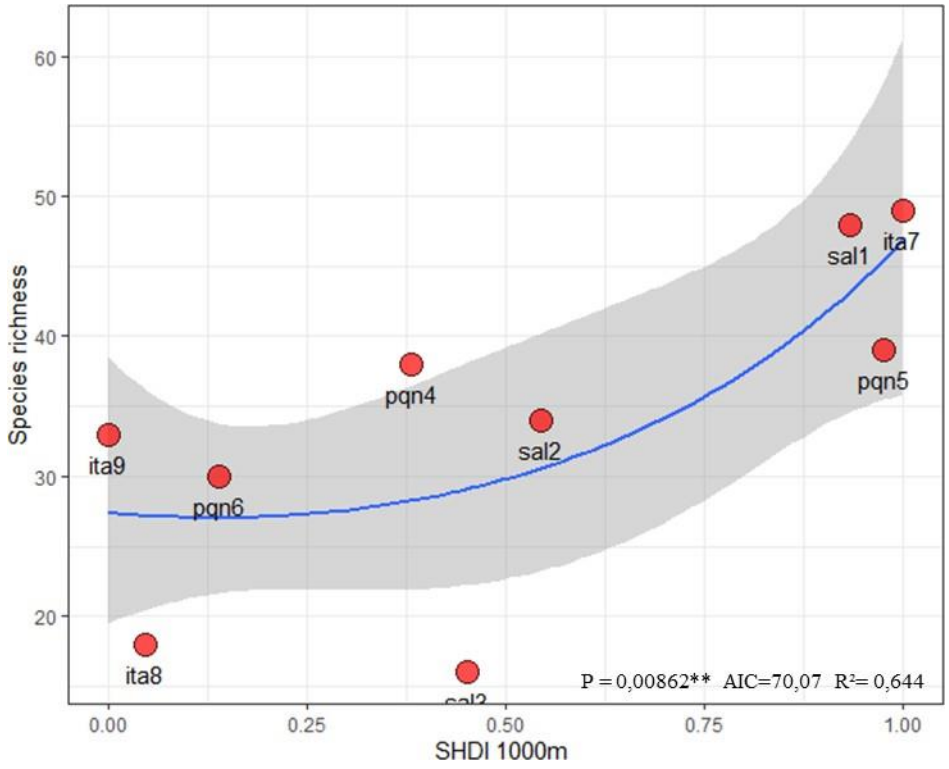


4.3 INFLUÊNCIA DA PAISAGEM E DA ESCALA ESPACIAL NA RESPOSTA BIOLÓGICA DAS FORMIGAS

4.3.1 Riqueza de espécies

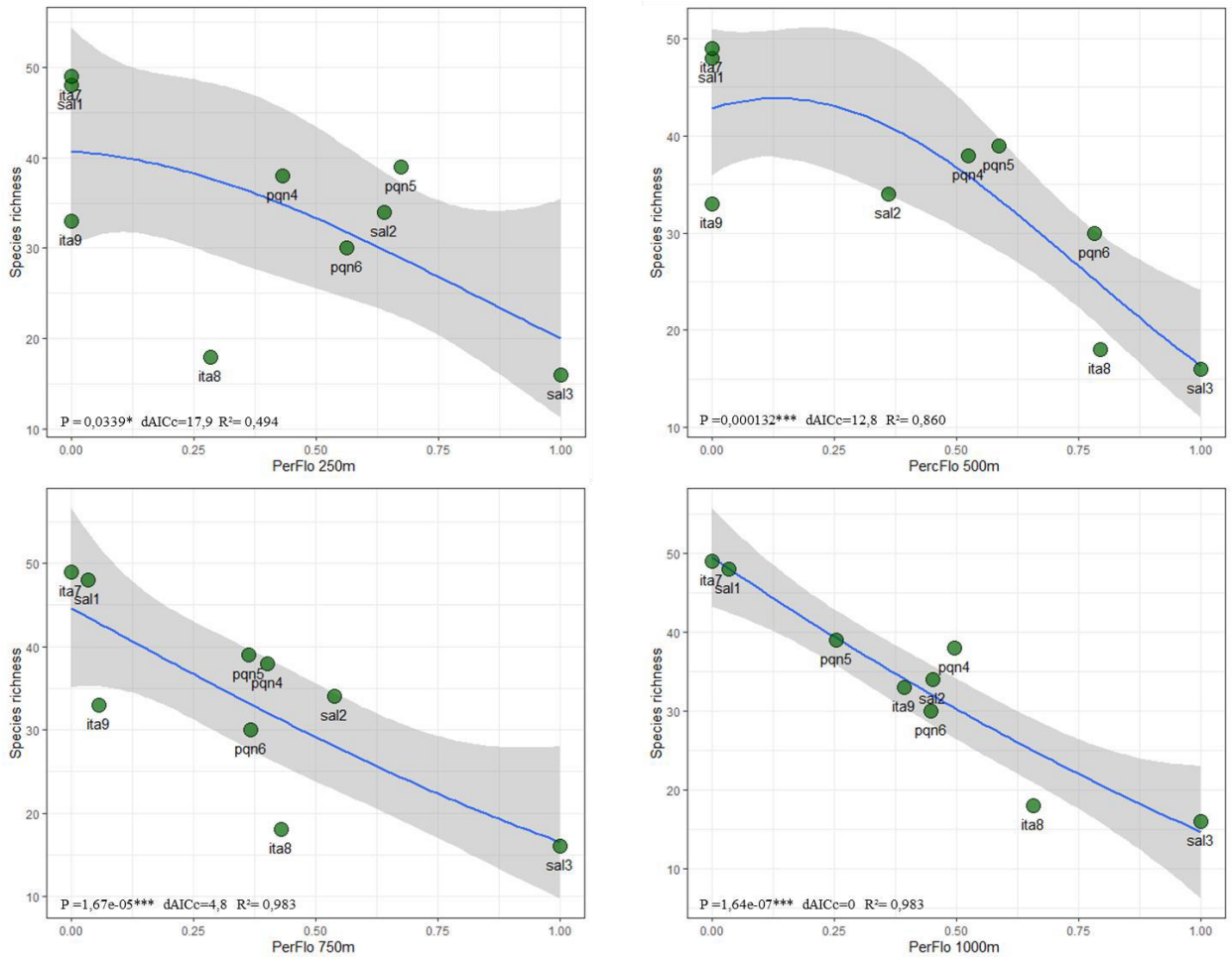
A resposta da riqueza de espécies de formigas nas áreas de eucalipto apresentou sensibilidade à heterogeneidade da paisagem somente na escala espacial de 1000m ($R^2 = 0,644$; $p=0,00862$). Nesse contexto, foi observada uma associação forte e positiva entre o número de espécies e o aumento de SHDI (Figura 10), assim como era esperado.

Figura 10 - Modelo significativo entre riqueza de espécies de formiga e a diversidade de classes de usos do solo em cada paisagem na escala espacial de 1000m.



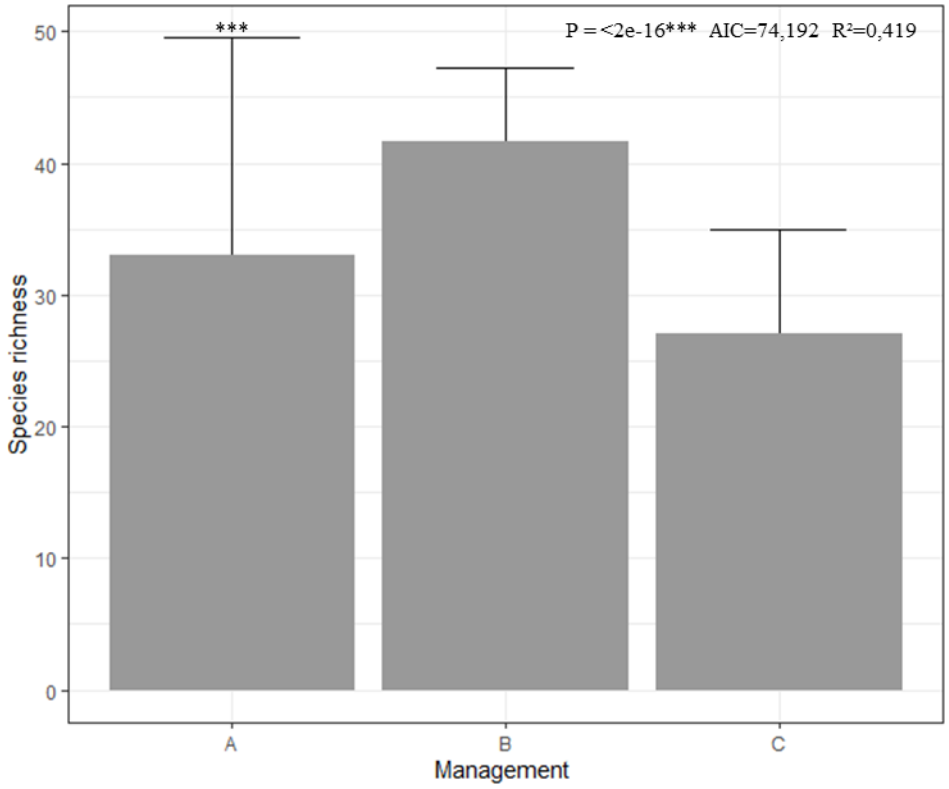
A influência da cobertura florestal nativa na riqueza de espécies de formigas foi significativa nas 4 escalas espaciais de análise (250m, 500m, 750m e 1000m). Entre o conjunto dos 4 modelos concorrentes, apenas 1 foi plausível (APÊNDICE C) e apresentou a maior escala de efeito: PerFlo1000m (ΔAICc=0, wi=0.915). De forma geral, a riqueza apresenta uma resposta negativa com o aumento da vegetação nativa circundante às plantações de eucalipto, mas isso não era esperado. Além disso, na escala de 1000m isto é mais acentuado (Figura 11). Assim, para avaliar a possível relação simultânea entre os impactos resultantes da diversidade da paisagem e da cobertura florestal nativa sobre a riqueza de espécies de formigas, elaboramos modelos com interação entre as variáveis preditoras. No entanto, esses modelos foram descartados devido à detecção de multicolinearidade entre as variáveis.

Figura 11 - Modelos significativos entre riqueza de espécies de formiga e a cobertura florestal nativa (%) em cada escala espacial.



Além da composição da paisagem (diversidade da paisagem e cobertura florestal nativa), a riqueza de espécies de formigas é influenciada pela idade e manejo da área do eucalipto (Figura 12). A riqueza apresentou resposta apenas ao eucalipto recente manejado (tipo A) (p=<2e-16). Essas áreas são compostas por árvores de *Eucalyptus* sp. plantadas recentemente com idade até 7 anos, ainda sem corte de madeira, mas com uso de herbicidas, fertilizantes e sub-bosque degradado. Apesar disso, a resposta da riqueza foi positiva (3,4965 ± SE 0,1658).

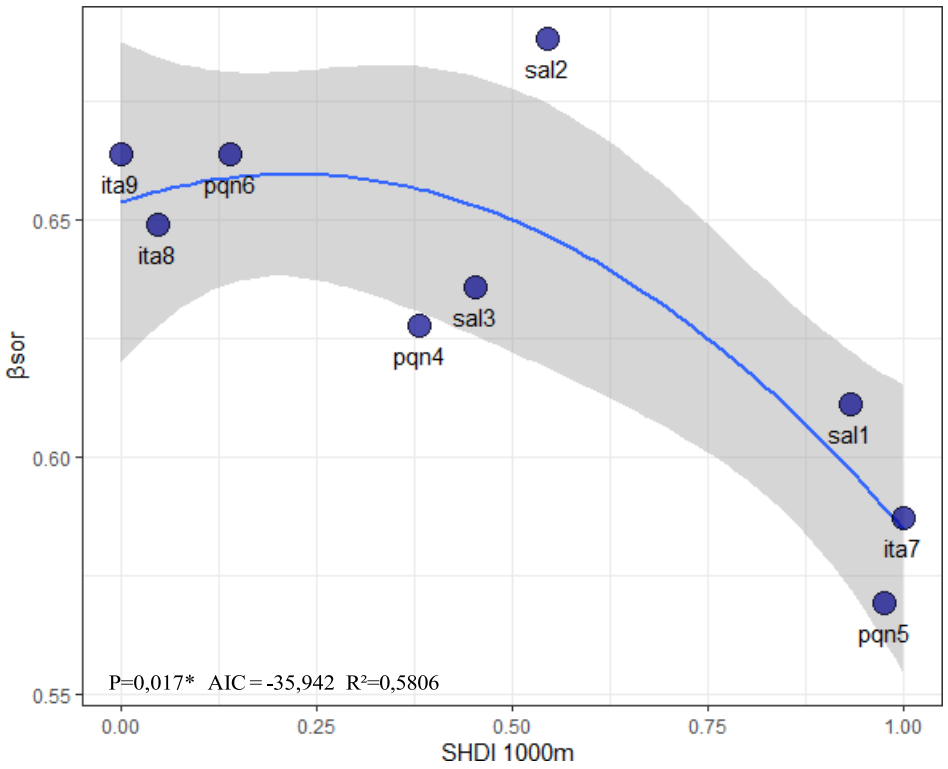
Figura 12 - Média e desvio-padrão da riqueza de espécies de formiga de acordo com a idade do eucalipto e o tipo de manejo, onde o Manejo A foi significativo.



4.3.2 Diversidade beta

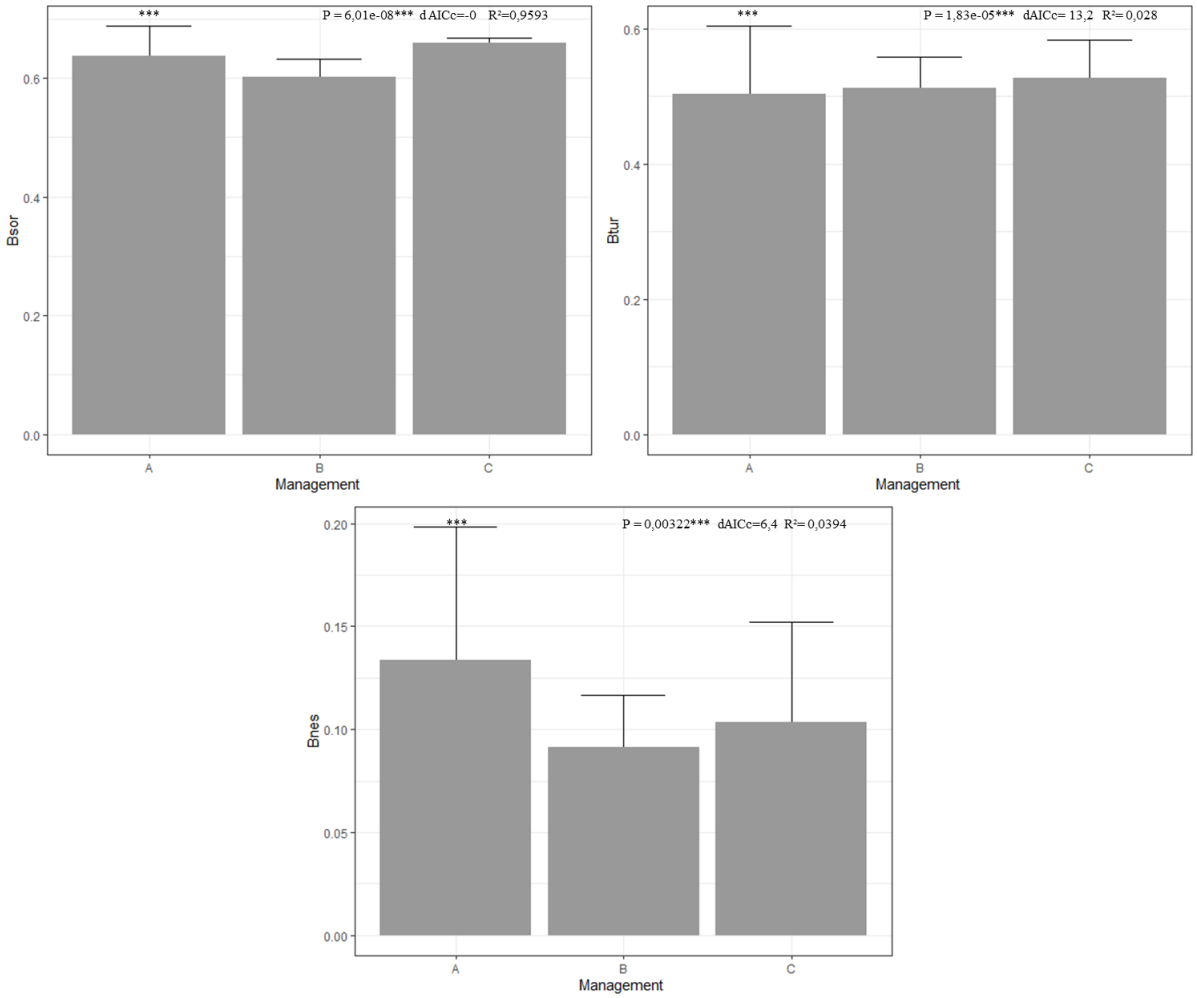
Na análise da diversidade beta das áreas de eucalipto, apenas a diferença entre as comunidades (*βsor*) respondeu a métrica de heterogeneidade da paisagem (p=0,017). Conforme o aumento de SHDI em 1000m, menor a diferença entre as comunidades de formigas encontradas nas áreas de eucalipto em 1000m (Figura 13), assim como era previsto. Com relação a análise da relação da composição das espécies com a cobertura florestal nativa, não obtivemos modelos significativos.

Figura 13 - Modelo significativo da diversidade beta total (βsor) das comunidades encontradas nas áreas de eucalipto circundadas por Mata Atlântica.



Apesar de apenas a dissimilaridade das comunidades apresentar significância para a estrutura da paisagem, a idade e manejo das áreas de eucalipto apresentou influência sobre *βsor, βnes* e *βtur*. Assim como na análise de riqueza de espécies, apenas o eucalipto recente e manejado foi plausível (Figura 14). Na diferença total entre as composições de espécies de formigas, ocorreu uma resposta positiva (0,63727 ± SE 0,1981), assim como no componente de rotatividade (0,50358 ± SE 0,04121) e aninhamento (0,13369 ± SE 0,02825). Esse resultado corroborou parcialmente a hipótese de que a perda de espécies aumenta em áreas manejadas e diminui em áreas abandonadas. Entre os 3 modelos concorrentes, o que relacionou o tipo de manejo e a diversidade beta total foi o mais explicativo (ΔAICc=0, wi=0.9593).

Figura 14 - Média e desvio-padrão da diversidade beta total (βsor) das comunidades de formigas e os componentes de substituição (βtur) e aninhamento (βnes) de acordo com a idade de manejo do eucalipto, onde o Manejo A foi significativo.



4.3.3 Táxons Indicadores e Limiar (TITAN)

Para compreender o efeito da composição da paisagem (heterogeneidade da paisagem e cobertura florestal nativa) dos modelos mais explicativos e manejo de eucalipto sobre as espécies, foi analisado o TITAN. Apenas *Camponotus rufipes* apresentou resposta negativa à diversidade da paisagem (Figura 15), entretanto sua resposta foi positiva ao aumento da vegetação nativa circundante das áreas de eucalipto (Figura 16). E com relação ao manejo, ele não influenciou esta espécie (Figura 17).

Figura 15 – "Threshold Indicator Taxa Analysis" (TITAN) da composição das espécies ao longo da heterogeneidade da paisagem em 1000m.

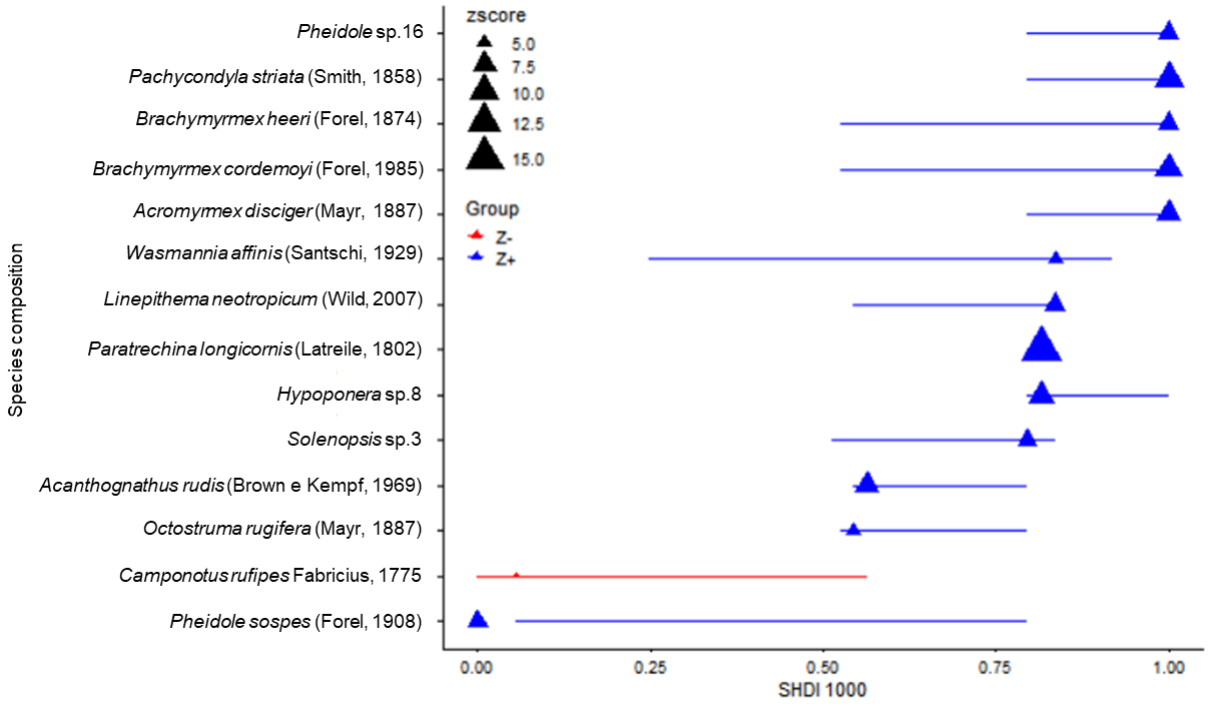
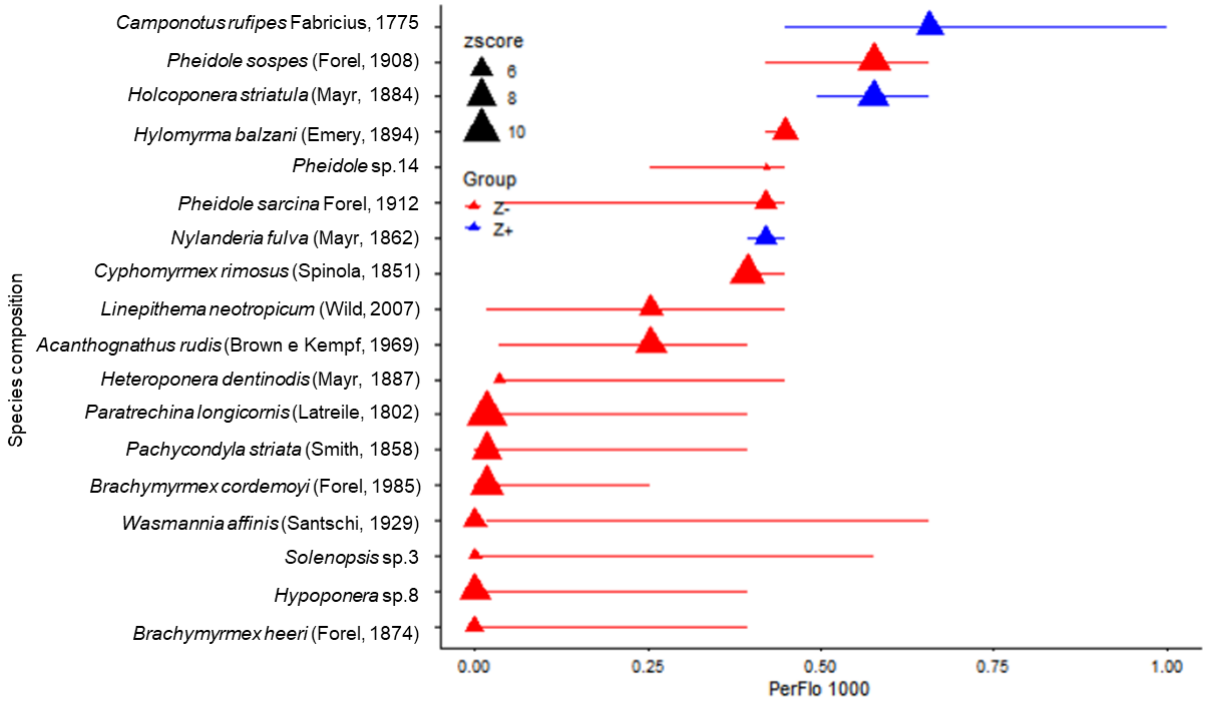
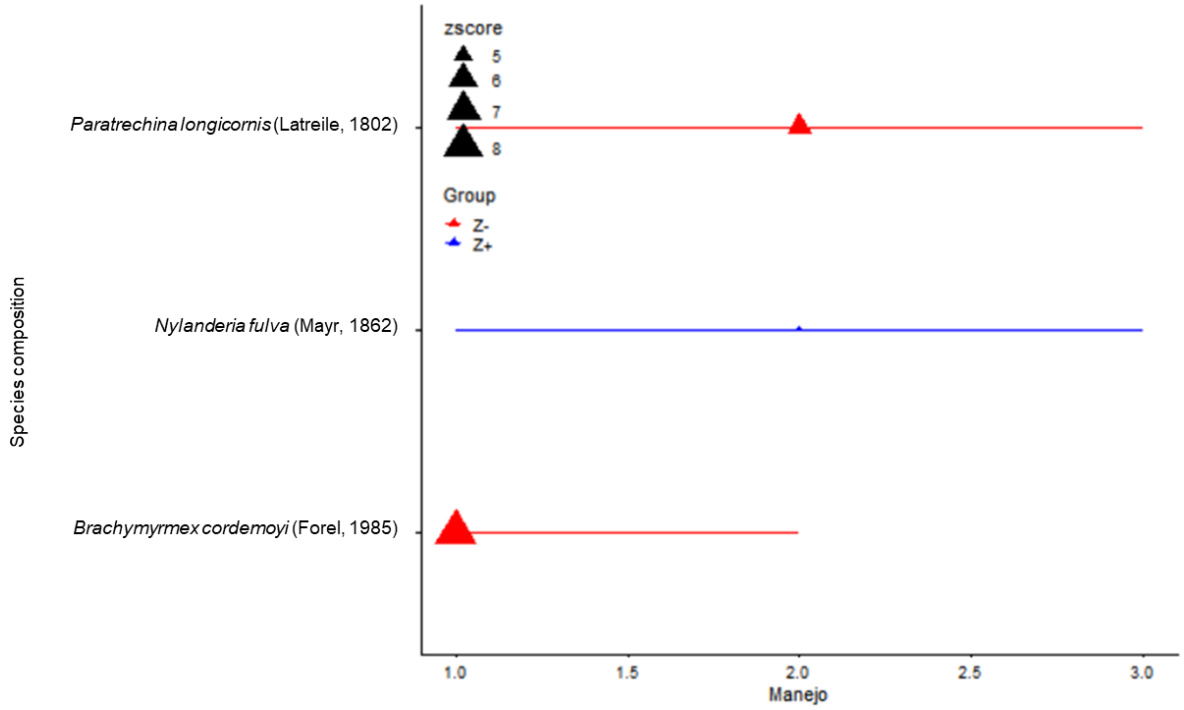


Figura 16 – "Threshold Indicator Taxa Analysis" (TITAN) da composição das espécies ao longo da cobertura florestal nativa em 1000m.



Na análise da influência da idade e manejo do eucalipto, *N. fulva* apresenta resposta positiva, e *P. longicornis* e *B. cordemoyi* respondem negativamente (Figura 17).

Figura 17 – "Threshold Indicator Taxa Analysis" (TITAN) da composição das espécies no manejo de eucalipto.



5. DISCUSSÃO

5.1 VISÃO GERAL: MÉTRICAS DE DIVERSIDADE BIOLÓGICA

5.1.2 Riqueza de espécies

As paisagens ita7 e sal1 apresentam a maior riqueza de espécies de formigas de solo e possuem padrões de cobertura de classes e usos do solo similares em quantidade e proporção (ver Figura 4). A composição da paisagem (p.e., heterogeneidade da paisagem e cobertura florestal) pode ser o principal impulsionador dos arranjos da biodiversidade (FAHRIG, 2013; TAVARES *et al*., 2019). Além disso, o tipo da matriz antrópica pode impactar as capacidades de dispersão das espécies e, por consequência, a riqueza de espécies na paisagem (FLETCHER JR.; ACEVEDO; ROBERTSON, 2014; REIDER; DONNELLY; WATLING, 2018).

A riqueza de espécies de formiga de serapilheira foi maior do que a encontrada por Martello *et al*. (2022) em matriz de eucalipto (67 ssp.); e por Ahuatzin *et al*. (2021) (113 spp.) e Aguiar *et al*. (2022) (83 spp.) que coletaram em áreas de vegetação nativa, mas analisaram a influência das plantações de eucalipto circundantes nas comunidades de formigas. Apenas Ahuatzin *et al*. (2021) utilizaram o método de extrator Winkler, Martello *et al*. (2022) e Aguiar *et al*. (2022) utilizaram armadilhas de queda, o que possivelmente influenciou na diferença dos números de espécies. A alta riqueza encontrada nas nossas paisagens também pode ser devido ao aumento de espécies distúrbio-tolerantes na monocultura, em relação a floresta nativa (AHUATZIN *et al*., 2021). A riqueza de espécies de formigas em plantações de árvores pode variar, podendo ser maior, menor ou igual quando comparada à floresta nativa (MARTELLO *et al*., 2018).

O levantamento de dados realizado por Silva *et al*. (2022) sobre os estudos de formigas na Mata Atlântica, também demonstrou que Myrmicinae é a subfamília mais rica. Provavelmente os resultados refletem a variedade de comportamentos de forrageamento e nidificação, classificando as espécies deste grupo como generalistas ou especialistas, onívoras ou predadoras, cultivadoras de fungos ou sementes. Além disso, as espécies de Myrmicinae constroem seus ninhos em diversos locais como, galhos de árvores, troncos em decomposição, na serapilheira, e abaixo do solo (HOLLDOBLER; WILSON, 1990).

Dentre os 5 gêneros mais frequentes nas áreas de eucalipto, *Pheidole* e *Solenopsis* também foram um dos gêneros mais frequentes nos estudos de Aguiar *et al*. (2022) e Lasmar *et al*. (2021). *Pheidole* apresenta ampla distribuição geográfica, é um gênero onívoro, oportunista e importante controlador de pragas. A maioria das espécies de *Pheidole* são dimórficas com

duas castas operárias com operárias maiores (soldados) e menores (ZARA; FOWLER, 2005; BACCARO *et al*., 2015). *Solenopsis* é composto por aproximadamente 190 espécies (BOLTON, 1995) e normalmente são encontradas em vários ambientes, principalmente os antropizados (DEJEAN *et al*., 2015).

A maioria das espécies é onívora, pequena e monomórfica e podem ser lestobióticas, onde formam pequenas colônias em ninhos de outras espécies e roubam sorrateiramente a comida e a cria, sendo chamadas de "formigas-ladrões" (PACHECO; MACKAY, 2013). Algumas poucas espécies podem ser parasitas sociais de outras formigas (BUSCHINGER, 2009). Outras espécies desse gênero podem ser muito agressivas e são conhecidas popularmente como "formiga-de-fogo" e/ou "formiga-lava-pés", devido ao seu ferrão doloroso que gera uma sensação de queimação quando em contato com a pele. Essas formigas formam ninhos populosos e competem por habitat e alimento onde são introduzidas (PITTS *et al*., 2018)

As espécies de *Hypoponera* são mais abundantes em áreas de florestas úmidas e por serem cosmopolitas, podem ser comumente encontradas em regiões de eucalipto (SUGUITURU *et al*., 2015; DOS SANTOS *et al*., 2022). Elas são classificadas como predadoras generalistas de serapilheira (GROC *et al*., 2014), forrageando e nidificando também em microhabitats sombreados, solo e madeira em decomposição (FOITZIK *et al*., 2002). Apesar de ser um dos gêneros mais ricos encontrados nos estudos (SUGUITURU *et al*., 2013; SILVA *et al*., 2022), sua bioecologia é pouco conhecida (SUGUITURU *et al*., 2015).

Strumigenys apresenta ampla distribuição geográfica com hábito hipogéico na serapilheira e madeira em decomposição. Sua mandíbula é adaptada para a captura de outros artrópodes por isso são predadoras especialistas (BACARRO *et al*., 2015). Enquanto, as espécies de *Brachymyrmex* são generalistas, podendo ser encontradas em habitats conservados ou perturbados, como plantações de eucalipto. Forrageiam e nidificam na serapilheira e no solo e apesar de ser maioritariamente onívoras, algumas espécies preferem soluções açucaradas (BACARRO *et al*., 2015; SUGUITURU *et al*., 2015).

5.1.2 Diversidade beta

A diversidade beta fornece informações acerca dos processos que estão por trás das alterações na biodiversidade, bem como das implicações que essas mudanças acarretam para diversas funções do ecossistema (MORI; ISBELL; SEIDL, 2018). Em um estudo realizado em monoculturas de café, a diversidade beta total foi de 0,97 em cafezais sombreados e 0,98 em cafezais de sol, indicando alta dissimilaridade entre as áreas (ESCOBAR-RAMÍREZ *et al*.,

2020). Como os nossos valores de βsor não ultrapassam 0,68, podemos inferir que as nossas paisagens são mais similares entre si do que o apresentado em outras plantações, ou seja, as áreas de eucalipto causam homogeneização taxonômica nas comunidades de formigas. A homogeneização pode ocorrer por dominância de espécies generalistas (MCKINNEY; LOCKWOOD, 1999; MORI *et al*., 2015) ou pela simplificação do habitat, e por consequência, dos recursos que favorecem conjuntos semelhantes de espécies (SOLAR *et al*., 2015). Apesar de o componente de substituição de espécies representar a maior parte da diversidade beta total, ele ocorre juntamente com o aninhamento de espécies (BASELGA, 2010).

5.2 VISÃO GERAL: MÉTRICAS DE ESTRUTURA DA PAISAGEM POR ESCALA ESPACIAL

Para o planejamento da paisagem, a gestão do uso da terra e a quantificação das informações espaciais relacionadas às estruturas do padrão da paisagem são fundamentais (LIU *et al*., 2016). Apesar de a tendência comum que o aumento da escala espacial esteja associado a um aumento na heterogeneidade da paisagem (AHUATZIN *et al*., 2021), essa relação não foi corroborada em nossas áreas de plantações de eucalipto. Essa discrepância pode ser atribuída ao método de cálculo das métricas da paisagem, como o Índice de Diversidade de Shannon (SHDI) em escalas espaciais desacopladas. A análise em multiescala acoplada leva em consideração os efeitos da paisagem das escalas espaciais maiores e menores, por exemplo, neste caso se SHDI é calculado em 1000m, o valor sofre influência das escalas espaciais menores (750m, 500m e 250m), ou seja, o efeito é correlacionado (JACKSON; FAHRIG, 2015; CARNEIRO *et al*., 2022). Entretanto, em análises de multiescala desacoplada, os anéis de buffers não sofrem influência de outras escalas e podem evidenciar respostas biológicas específicas (CARNEIRO *et al*., 2022; WEN *et al*., 2023). A cobertura florestal nativa nas paisagens varia bastante, devido ao histórico de transformações antrópicas na região do Alto Tietê (MORINI; DE MIRANDA, 2012).

5.3 INFLUÊNCIA DA PAISAGEM E DA ESCALA ESPACIAL NA RESPOSTA BIOLÓGICA DAS FORMIGAS

A disposição espacial das plantações de árvores na paisagem e a cobertura da vegetação nativa podem ter um impacto direto na comunidade biológica em diferentes escalas espaciais (FAHRIG, 2013; HADDAD *et al*., 2015; CORRO *et al*., 2019; AHUATZIN *et al*., 2021; LASMAR *et al*., 2021). Os atributos da paisagem exercem influência sobre a biodiversidade

por meio de impactos positivos e negativos resultantes dos efeitos da matriz, incluindo o tipo e a qualidade (DRISCOLL *et al*., 2013; RESASCO *et al*., 2017; REIDER; DONNELY; WATLING, 2018) e do aumento das áreas de habitat natural, que afetam tanto a riqueza de espécies quanto a diversidade beta (FAHRIG, 2013; MORANTE-FILHO *et al*., 2016; WATLING *et al*., 2020).

5.3.1 Riqueza de espécies

A riqueza de espécies de formigas respondeu positivamente ao aumento da heterogeneidade da paisagem na escala de 1000m, assim como era esperado. Isso indica que a riqueza de espécies está associada as mudanças na cobertura do solo e sugere que os outros usos do solo não florestais nativos, adjacentes ao eucalipto servem como complementação de recursos (DUNNING; DANIELSON; PULLIAM, 1992), favorecendo ou combatendo a competição intra e interespecífica (MALANSON; CRAMER, 1999; STECKEL *et al*., 2014; SAN-JOSÉ *et al*., 2019) e aumentando o número de espécies. Apesar de o aumento da heterogeneidade da paisagem ser criticada quanto a persistência de espécies (GÁMEZ-VIRUÉS *et al*., 2015), como em paisagens heterogêneas com vegetação nativa (SCHULZE *et al*., 2004; KLEIJN *et al*., 2011; PHALAN *et al*., 2011), para a riqueza de formigas isso não é regra, devido a gama de hábitos de nidificação e forrageamento que apresentam e podem ser favorecidos pelo aumento da diversidade da paisagem (HÖLLDOBLER; WILSON, 1990; SILVA; BRANDÃO, 2010).

O mesmo foi encontrado na pesquisa de Ahuatzin *et al*. (2021), no México. Os autores, compararam métodos de coleta de formigas em paisagens antropizadas e obtiveram que apenas a heterogeneidade composicional foi significativa para riqueza de espécies de formigas, na extensão espacial de 900m. No estudo de Reynolds *et al*. (2018), realizado em um mosaico agrícola na Suazilândia - África, a variação na riqueza de formigas nas escalas espaciais de 1 e 2km também foi elucidada de forma mais precisa por meio da diversidade da paisagem, mostrando uma correlação positiva entre esses dois aspectos.

Além da relação positiva com a heterogeneidade da paisagem, a riqueza de espécies de formigas de serapilheira apresentou resposta negativa aos diferentes percentuais de cobertura florestal nativa nas 4 escalas espaciais de análise, e a extensão espacial de 1000m também foi a mais explicativa. A hipótese de que o número de espécies aumentaria conforme maior PerFlo ao redor das áreas de eucalipto não foi corroborada. Essa tendência pode ser explicada pela ampliação da estratificação vertical na comunidade de formigas, uma correlação que se estabelece com o aumento das áreas de vegetação nativa (RODRIGUES *et al*., 2019).

Consequentemente, esse fenômeno pode acarretar um aumento na presença de espécies de formigas que colonizam as copas das árvores, intensificando a competição inter-específica com as formigas do solo. Embora as hipóteses clássicas indiquem que a estratificação vertical das comunidades aumenta com a riqueza de espécies (OLIVEIRA; SCHEFFERS, 2018), como o Extrator Winkler tende a amostrar principalmente formigas hipogeicas, o método de coleta pode ter contribuído para demonstrar uma diminuição na riqueza de espécies devido ao aumento da competição.

Os padrões de distribuição vertical de organismos são sensíveis às condições ambientais (DOBLAS-MIRANDA; SÁNCHEZ-PIÑERO; GONZÁLES-MEGÍAS, 2009; TORRES; SOUZA; BACCARO, 2020). Essas variações são particularmente evidentes em ambientes florestais tropicais, onde a estrutura vertical dos ecossistemas desempenha um papel crítico (LEPONCE *et al*., 2021). Na copa das árvores, os organismos estão sujeitos a altos níveis de radiação solar e experimentam flutuações significativas de temperatura e umidade diariamente, enquanto, ao nível do solo, as condições são mais estáveis, apresentando temperaturas mais amenas e maior umidade (HOENLE *et al*., 2023). Essa heterogeneidade ambiental leva à estratificação vertical da distribuição de organismos que se adaptam às condições específicas desses estratos (LEPONCE *et al*., 2021). Além disso, a presença de obstáculos tridimensionais, como folhas e galhos, contribui para a formação de um ambiente complexo no solo (YANOVIAK; KASPARI, 2000; COSTA-MILANEZ *et al*., 2017).

A atividade de exploração madeireira e a conversão de florestas tropicais em áreas agrícolas têm um impacto adverso sobre a biodiversidade, o funcionamento dos ecossistemas e, por conseguinte, comprometem a provisão de serviços ecossistêmicos pelas espécies (BOMMARCO; KLEIJN; POTTS, 2013). Uma das principais consequências da perturbação ambiental sobre o funcionamento do ecossistema reside na modificação da qualidade do solo, na dinâmica da ciclagem de nutrientes e no déficit hídrico local (COSTA-MILANEZ *et al*., 2017; TUMA *et al*., 2022). As perturbações se manifestam de forma significativa nas plantações de eucalipto, pois o solo sofre alterações substanciais durante as operações de exploração madeireira e estabelecimento das plantações (FERREIRA *et al*., 2019).

As modificações na paisagem e a aplicação de pesticidas têm efeitos diretos e indiretos nas comunidades biológicas, diminuindo sua diversidade (LANDIS *et al*., 2017). De acordo com a fase do plantio de eucalipto, os microhabitats sofrem alterações (YEKWAYO; MWABVU, 2023). O eucalipto com idade até 7 anos e manejado (manejo A), influenciou a resposta da riqueza de formigas de maneira positiva, ou seja, nessas áreas ocorre o aumento do número de espécies, mas era esperado que em locais manejados (manejo A e manejo B) a

riqueza diminuísse, e em áreas de eucalipto antigos e abandonados (manejo C) essa métrica biológica aumentasse. Isso indica um aumento de espécies generalistas nas áreas de manejo A, como *Nylanderia fulva, Camponotus rufipes, Brachymyrmex heeri, Brachymyrmex cordemoyi, Linepithema neotropicum, Pheidole sospes* e de espécie exótica, como *Paratrechina longicornis*. Diferentemente dos nossos resultados, no estudo de Martello *et al*. (2018) também realizado na Mata Atlântica, as plantações de eucalipto não manejadas apresentaram maior riqueza de espécies de formigas em relação a áreas de manejo intensivo.

Os resultados sugerem que ambas as variáveis de composição da paisagem são importantes para explicar a riqueza de espécies de formigas em áreas de eucalipto, visto que os efeitos de ambas podem influenciar em diferentes extensões espaciais (HOLLAND *et al*., 2004; MIGUET *et al*., 2016; AHUATZIN *et al*., 2021; LASMAR *et al*., 2021). Consequentemente, é importante abordar métricas distintas de estrutura da paisagem, a fim de avaliar a escala de efeito para determinada resposta biológica (MIGUET *et al*., 2016; REYNOLDS; FLETCHER JR, 2018; SAN-JOSÉ *et al*., 2019).

5.3.2 Diversidade beta

A composição de espécies em paisagens heterogêneas de ecossistemas tropicais é influenciada pela interação simultânea de diversos processos ecológicos, como dispersão e extinção (REGOLIN *et al*., 2020). Nas áreas de eucalipto, apenas a diferença entre as comunidades de formigas (*βsor*) respondeu a diversidade da paisagem na escala espacial de 1000m e a cobertura florestal nativa não apresentou influência sobre nenhum componente de dissimilaridade de assembleias de formigas. Isso em conjunto com os baixos valores de *βsor* sugerem que as formigas estão expostas a uma fraca filtragem ambiental e a limitação de recursos (SCHMIDT *et al*., 2017), assim como o encontrado por Escobar- Ramírez *et al*. (2020) em plantações de café; ou ocorre a homogeneização das comunidades de formigas (MARTELLO *et al*., 2018).

Semelhante a riqueza de espécies de formigas, o eucalipto recente e manejado (Manejo A) foi o único tipo que influenciou a diversidade beta. Apesar do eucalipto antigo e abandonado (Manejo C) não apresentar influência significativa na composição das comunidades, a hipótese de que a perda de espécies é maior em áreas manejadas, como o tipo A, foi corroborada. A resposta da dissimilaridade entre as comunidades de formigas foi positiva (*βsor*), assim como o componente de rotatividade (*βtur*) e aninhamento (*βnes*). Isso indica que as áreas onde o manejo A é empregado, apresentam diferenças nas composições das espécies, quando

comparado ao manejo B e manejo C, e ela ocorre por substituição e perda e/ou ganho de espécies. A relação positiva entre SHDI e βnes sugere que as áreas de eucalipto recentes, pode ser complementares de habitat, quando a persistência da espécie é condicionada a recursos de ambientes florestais (CARDOSO; BUENO; MORANTE-FILHO, 2023), os quais estão presentes em dois ou mais locais ou podem ser suplementares de habitat, quando a persistência das espécies é impulsionada pela disponibilidade de recursos substituíveis em locais distintos (REGOLIN *et al*., 2020). Assim como em Martello *et al*. (2018), os nossos resultados indicam que mesmo o eucalipto em regeneração há 28 anos, não é suficiente para a recuperação das composições das espécies.

Plantações que apresentam baixa diversidade de usos do solo ao seu redor, tendem a simplificar a estrutura da paisagem e causar homogeneização biótica (LIMA, 1993; MITCHELL *et al*., 2015; SOLAR *et al*., 2015). Dessa forma, o planejamento da paisagem pode diminuir os impactos das alterações ambientais na diversidade (CHILES *et al*., 2022) e manter a produtividade das plantações (RATTIS *et al*., 2021). O planejamento da paisagem engloba a composição de usos do solo distintos (VANDERMEER; CARVAJAL, 2001) e a configuração de corredores de mata nativa para aprimorar a administração dos serviços florestais, mantendo a extração de madeira não nativa (KANNINEN, 2010; PEREZ-ALVAREZ; NAULT; POVEDA, 2019).

A integração de áreas de silvicultura com fragmentos de vegetação nativa pode promover a restauração de processos ecológicos, diminuindo o isolamento de manchas florestais (METZGER; BRANCALION, 2013). Preservar os remanescentes da Mata Atlântica brasileira é uma prioridade crucial para manter a diversidade de formigas e outros grupos biológicos no futuro, considerando que esse bioma é um *hotspot* global de biodiversidade historicamente ameaçado por extensas perturbações antrópicas (RIBEIRO *et al*., 2009).

5.3.3 Taxas de Indicadores de Limiar (TITAN)

Os tipos de uso da terra que conservam, ao menos parcialmente, a estrutura, composição e características microclimáticas originais da vegetação são frequentemente mais propícios à presença de espécies nativas do que aqueles que causam alterações significativas (PETIT; PETIT, 2003; FILLOY *et al*., 2010). O eucalipto pode abrigar espécies nativas quando é suplementar/complementar de habitat e dispõe recursos para táxons dependentes de floresta (CARDOSO; BUENO; MORANTE-FILHO, 2023), apresentando relevância para a conservação do ecossistema (PRYDE *et al*., 2015; JACOBOSKI *et al*., 2016).

A espécie *C. rufipes*, nativa da América do Sul (ANTMAP, 2023), está entre as 10

espécies mais registradas na Mata Atlântica (SILVA *et al*., 2022). Indivíduos desse grupo se alimentam de exsudatos de plantas e insetos nas folhas das plantas (OLIVEIRA; BRANDÃO, 1991; DEL-CLARO; OLIVEIRA, 1999), frutas (CHRISTIANINI; MAYHÉ-NUNES; OLIVEIRA, 2012) e presas de insetos (SILVESTRE; BRANDÃO; DA SILVA, 2003; SENDOYA; FREITAS; OLIVEIRA, 2009; RONQUE *et al*., 2016). Apesar de ser uma espécie de ambientes perturbados, sua resposta foi negativa para heterogeneidade da paisagem e positiva para cobertura florestal nativa, sugerindo que as áreas de eucalipto precisam ter fragmentos de vegetação nativa adjacentes para a persistência dessa e de outras espécies.

O tipo de manejo das plantações de eucalipto foi positivo para *N. fulva*, cuja espécie é uma das mais encontradas em ambientes urbanos (BUENO; CAMPOS; MORINI, 2017). Nativa do Brasil, causa infestações intensas principalmente nos países onde foi introduzida, gerando impactos na agricultura. São caçadoras e necrófagas e se alimentam de pequenos invertebrados e melado secretado de pulgões (ZHANG *et al*., 2015).

A idade e o uso das plantações de eucalipto exerceu efeito negativo sobre *P.longicornis* (conhecida como formiga-louca) e *B. cordemoyi.* Assim como *N. fulva*, P. *longicornis* também é uma das espécies mais ocorrentes de áreas antropizadas e são consideradas pragas urbanas, mas é exótica no Brasil. Se alimentam de pequenos invertebrados mortos e líquidos açucarados (SOLIS *et al*., 2007). *Brachymyrmex cordemoyi* também é encontrada em ambientes urbanos (BUENO; CAMPOS; MORINI, 2017).

6. CONCLUSÕES

A maior diversidade de espécies de formigas de solo foi identificada em áreas de plantações de eucalipto abandonadas, onde não houve controle sobre espécies cortadeiras. No entanto, é importante destacar que no Brasil, o período de cultivo de eucalipto varia de 5 a 7 anos, considerando o intervalo entre o plantio das árvores e sua colheita para a produção de celulose. Portanto, esse ciclo de corte de madeira e manejo intensivo tende a reduzir a diversidade de formigas de maneira geral.

Nossos resultados apontam que a escala espacial de 1000m foi a mais adequada para prever as respostas biológicas das formigas, tanto em relação à riqueza quanto à diversidade β. Tanto a heterogeneidade espacial da paisagem quanto a porcentagem de cobertura florestal nativa tiveram influência significativa nesses resultados.

Esses achados indicam a importância das métricas de composição da paisagem na explicação da diversidade biológica, especialmente no que se refere à riqueza de espécies de formigas. Estratégias como aumentar a heterogeneidade da paisagem e preservar os fragmentos de Mata Atlântica ao redor das plantações de eucalipto podem ajudar a mitigar os impactos dessa atividade na biodiversidade. Para alcançar esse objetivo, é fundamental adotar estratégias de planejamento da paisagem que harmonizem a conservação com o desenvolvimento econômico de forma sustentável. Além disso, a observação de respostas distintas da diversidade de formigas às métricas de estrutura da paisagem em diferentes escalas espaciais reforça a importância da abordagem multiescala no planejamento da paisagem, garantindo a eficácia das medidas de conservação e preservação da biodiversidade.

REFERÊNCIAS

ADLER, K.; JEDICKE, E. Landscape metrics as indicators of avian community structures–A state of the art review. **Ecological Indicators**, v. 145, n. 1, p. 109575, 2022.

AGUIAR, J. J. M.; ANJOS, D. V.; CARVALHO, R. L.; REJANE DE ALMEIDA, W.; SANTOS, A. C. C.; SANTOS, J. C. Plant richness drives ant diversity in *Eucalyptus*-dominated landscape on Brazilian savanna. **Austral Ecology**, v. 47, n. 1, p. 17-25, 2022.

AHUATZIN, D. A.; GONZÁLEZ-TOKMAN, D.; VALENZUELA-GONZÁLEZ, J. E.; ESCOBAR, F.; RIBEIRO, M. C.; ACOSTA, J. C. L.; DÁTTILO, W. Sampling bias in multiscale ant diversity responses to landscape composition in a human-disturbed rainforest. **Insectes Sociaux**, v. 69, n. 1, p. 47-58, 2021.

ALMEIDA, F. F. M.; CARNEIRO, C. D. R. Origem e evolução da Serra do Mar. **Brazilian Journal of Geology**, v. 28, n. 2, p. 135-150, 1998.

ALMEIDA, R. P. S.; TERESA, F. B.; CAMAROTA, F.; IZZO, T. J.; SILVA, R. R.; ANDRADE SILVA, J.; ARRUDA, F. V. The role of morphological traits in predicting the functional ecology of arboreal and ground ants in the Cerrado–Amazon transition. **Oecologia**, v. 201, n. 1, p. 199-212, 2023.

ANDERSEN, A. N. A classification of Australian ant communities, based on functional groups which parallel plant life-forms in relation to stress and disturbance. **Journal of Biogeography**, v. 22, n. 1, p. 15-29, 1995.

ANDERSEN, A. N. Responses of ant communities to disturbance: Five principles for understanding the disturbance dynamics of a globally dominant faunal group. **Journal of Animal Ecology**, v. 88, n. 3, p. 350-362, 2019.

ANDERSEN, A. N.; MAJER, J. D. Ants show the way down under: invertebrates as bioindicators in land management. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 2, n. 6, p. 291-298, 2004.

ANDERSON, M. J.; CRIST, T. O.; CHASE, J. M.; VELLEND, M.; INOUYE, B. D.; FREESTONE, A. L.; SANDERS, N. J.; CORNELL, H. V.; COMITA, L. S.; DAVIES, K. F.; HARRISON, S. P.; KRAFT, N. J. B.; STEGEN, J. C.; SWENSON, N. G. Navigating the multiple meanings of b diversity: A roadmap for the practicing ecologist. **Ecology Letters**, v. 14, n. 1, p. 19–28, 2011.

ANJOS, D. V.; TENA, A.; VIANA-JUNIOR, A. B.; CARVALHO, R. L.; TOREZAN-SILINGARDI, H.; DEL-CLARO, K.; PERFECTO, I. The effects of ants on pest control: a meta-analysis. **Proceedings B of the Royal Society**, v. 289, n. 1981, p. 20221316, 2022.

ANTMAPS.ORG. **Current species: *Camponotus rufipes***. 2017. Disponível em: https://antmaps.org/?mode=species&species=Camponotus.rufipes. Acesso em: 20 jul. 2023.

ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; FAHRIG, L.; TABARELLI, M.; WATLING, J. I.; TISCHENDORF, L.; BENCHIMOL, M.; ...; TSCHARNTKE, T. Designing optimal human-modified landscapes for forest biodiversity conservation. **Ecology Letters**, v. 23, n. 9, p.

1404-1420, 2020.

ARRUDA, F. V.; CAMAROTA, F.; RAMALHO, W. P.; IZZO, T. J.; ALMEIDA, R. P. S. Seasonal variation of ground and arboreal ants in forest fragments in the highly-threatened Cerrado-Amazon transition. **Journal of Insect Conservation**, v. 25, n. 1, p. 897-904, 2021.

BACCARO, F. B.; FEITOSA, R. M.; FERNÁNDEZ, F.; FERNANDES, I. O.; IZZO, T. J.; SOUZA, J. D.; SOLAR, R. **Guia para os gêneros de formigas do Brasil**. Manaus: Editora INPA, 2015.

BAKER, M. E.; KING, R. S. A new method for detecting and interpreting biodiversity and ecological community thresholds. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 1, n. 1, p. 25-37, 2010.

BAKER, M.; KING, R.; KAHLE, D. **TITAN2: Threshold Indicator Taxa Analysis**. 2023. Disponível em: https://CRAN.R-project.org/package=TITAN2. Acesso em: 15 jul. 2023.

BASELGA, A. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. **Global Ecology and Biology**, v. 19, n. 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, n. 5, p. 808-812, 2012.

BEATTIE, A. J.; HUGHES, L. Ant-plant interactions. *In:* HERRERA, C. M.; PELLMYR, O. BENNETT, A. F.; SAUNDERS, D. A. Habitat fragmentation and landscape change. **Conservation biology for all**, v. 93, n. 1, p. 1544-1550, 2010.

BESTELMEYER, B. T.; AGOSTI, D.; ALONSO, L. E.; BRANDÃO, C. R. F.; BROWN JR, W. L.; DELABIE, J. H. C.; SILVESTRE, R. Field techniques for the study of ground - dwelling ants. *In*: AGOSTI, D.; MAJER, J.D.; ALONSO, L. E.; SCHULTZ, T. R. **Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity.** 1 ed. Washington: Smithsonian Institution Press, 2000. p. 22-144.

BEATTIE, A. J.; HUGHES, L. Ant-plant interactions. *In:* HERRERA, C. M.; PELLMYR, O. **Plant-animal interactions and evolutionary approach**. Oxford: Blackwell Science, p. 211-235, 2002.

BOLKER, B. **bbmle:** Tools for General Maximum Likelihood Estimation**.** 2022. Disponível em: https://cran.r-project.org/web/packages/bbmle/index.html. Acesso em: 10 jul. 2023.

BOLTON, B. **A New General Catalogue of the Ants of the World**. Cambridge: Harvard University Press, 1995.

BOMMARCO, R.; KLEIJN, D.; POTTS, S. G. Ecological intensification: harnessing ecosystem services for food security. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 28, n. 4, p. 230-238, 2013.

BOSCARDIN, J.; COSTA, E. C.; DELABIE, J. H. C. Relação entre guildas de formigas e a qualidade ambiental em *Eucalyptus grandis* submetido a diferentes controles de plantas infestantes no sul do Brasil. **Entomotropica**, v. 29, n. 1, p. 173-182, 2014.

BRASIL. Ministerio de Agricultura; Ganadería y Abastecimiento; Servicio Florestal Brasileño. **Los bosques brasileños em resumen**: 2019. Brasilia: MAPA; SFB, 2019. *E-book*. Disponível em: https://snif.florestal.gov.br/images/pdf/publicacoes/Bosques_brasileos_2019_WEB.pdf. Acesso em: 11 set. 2023.

BRASIL. Ministry of Environment Brazilian Forest Service. **Brazilian Forests at a glance 2013: data from 2007 to 2012**. 2013. Brasília: SFB, 2013. *E-book*. Disponível em: https://www.forestcarbonpartnership.org/sites/fcp/files/fcp-docs/2015/March/Brazilian_Forests_at_a_glance_2013%20%281%29.pdf. Acesso em: 11 set. 2023.

BREMER, L. L.; FARLEY, K. A. Does plantation forestry restore biodiversity or create green deserts? A synthesis of the effects of land-use transitions on plant species richness. **Biodiversity and Conservation**, v. 19, n. 1, p. 3893-3915, 2010.

BRENNAN, J.; BENDER, D.; CONTRERAS, T.; FAHRIG, L. Focal patch landscape studies for wildlife management: Optimizing sampling effort across scales. *In*: LIU, J.; TAYLOR, W. **Integrating Landscape Ecology into Natural Resource Management.** Cambridge: Studies in Landscape Ecology, 2002. p. 68-91.

BUENO, O. C.; CAMPOS, A. E. C.; MORINI, M. S. C. **Formigas em ambientes urbanos no Brasil**. 1. ed. Bauru: Canal 6 Editora, 2017.

BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R. **Model selection and multimodel inference: A practical information-theoretic approach.** New York: Springer, 2002.

CABRAL, J. P.; FARIA, D.; MORANTE-FILHO, J. C. Landscape composition is more important than local vegetation structure for understory birds in cocoa agroforestry systems. **Forest Ecology and Management**, v. 481, n. 1, p. 118704, 2021.

CARDOSO, I.; BUENO, A. S.; MORANTE-FILHO, J. C. Number of forest fragments and understory plants exert opposite effects on multiple facets of bird diversity in eucalypt plantations. **Landscape Ecology**, v. 38, n. 4, p. 1069-1083, 2023.

CARNEIRO, L. DA S.; RIBEIRO, M. C.; AGUIAR, W. M. D.; PRIANTE, C. DE F.; FRANTINE-SILVA, W.; GAGLIANONE, M. C. Orchid bees respond to landscape composition differently depending on the multiscale approach. **Landscape Ecology**, v. 37, n. 6, p. 1587-1601, 2022.

CARO, T. **Conservation by Proxy**: Indicator, umbrella, keystone, flagship, and other surrogate species. Island Press: Washington, 2010.

CASTRO, F. S.; DA SILVA, P. G.; SOLAR, R.; FERNANDES, G. W.; NEVES, F. D. S. Environmental drivers of taxonomic and functional diversity of ant communities in a tropical mountain. **Insect Conservation and Diversity**, v. 13, n. 4, p. 393-403, 2020.

CHEN, Y.; PENG, Z.; YE, Y.; JIANG, X.; LU, D.; CHEN, E. Exploring a uniform procedure to map *Eucalyptus* plantations based on fused medium–high spatial resolution satellite

images. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 103, n. 1, p. 102462, 2021.

CHILES, C. R.; MELO, R. S.; OTTO, M. S. G.; ZANINI, A. M.; GODOY, W. A. C.; FERRAZ, S. F. D. B. How can structure and composition of *Eucalyptus* plantation landscape reduce leaf-cutting ants? **Forest Ecology and Management**, v. 518, n. 1, p. 120250, 2022.

CHRISTIANINI, A. V.; MAYHÉ-NUNES, A. J.; OLIVEIRA, P. S. Exploitation of fallen diaspores by ants: are there ant–plant partner choices? **Biotropica**, v. 44, n. 3, p. 360-367, 2012.

COLOMBO, A. F.; JOLY, C. A. Brazilian Atlantic Forest lato sensu: the most ancient Brazilian forest, and a biodiversity hotspot, is highly threatened by climate change. **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, n. 1, p. 697-708, 2010.

CONDEMAT - CONSÓRCIO DE DESENVOLVIMENTO DOS MUNICÍPIOS DO ALTO TIETÊ. **Perfil Alto Tietê**. c2023. Disponível em: https://condemat.sp.gov.br/perfil-alto-tiete/. Acesso: 15 jan. 2023.

CORRO, E. J.; AHUATZIN, D. A.; JAIMES, A. A.; FAVILA, M. E.; RIBEIRO, M. C.; LÓPEZ-ACOSTA, J. C.; DÁTTILO, W. Forest cover and landscape heterogeneity shape ant–plant co-occurrence networks in human-dominated tropical rainforests. **Landscape Ecology**, v. 34, p. 93-104, 2019.

COSTA F. R. C.; MAGNUSSON W. E. The need for large-scale, integrated studies of biodiversity - the experience of the program for biodiversity research in Brazilian Amazonia. **Brazilian Journal of Nature Conservation**, v. 8, n. 1, p. 3–12, 2010.

COSTA-MILANEZ, C. B.; C. B.; MAJER, J. D.; CASTRO, P. D. T. A.; Ribeiro, S. P. Influence of soil granulometry on average body size in soil ant assemblages: implications for bioindication. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 15, n. 2, p. 102-108, 2017.

CRIST, T. O. Biodiversity, species interactions, and functional roles of ants (Hymenoptera: Formicidae) in fragmented landscapes: a review. **Myrmecological News**, v. 12, n. 1, p. 3-13, 2009.

DA SILVA, F. R.; GONÇALVES-SOUZA T.; PATERNO G. B.; PROVETE D. B.; VANCINE M. H. **Análises ecológicas no R**. Nupeea: Canal 6: Recife, PE, São Paulo, 2022.

DE LA MORA, A.; MURNEN, C. J.; PHILPOTT, S; M. Local and landscape drivers of biodiversity of four groups of ants in coffee landscapes**. Biodiversity and Conservation**, v. 22, n. 1, p. 871-888, 2013.

DEJEAN, A.; CÉRÉGHINO, R.; LEPONCE, M.; ROSSI, V.; ROUX, O.; COMPIN, A.; DELABIE, J. H. C.; CORBARA, B. The fire ant *Solenopsis saevissima* and habitat disturbance alter ant communities. **Biological Conservation**, v. 187, n. 1, p. 145-153, 2015.

DEL-CLARO, K.; OLIVEIRA, P. S. Ant-Homoptera Interactions in a Neotropical Savanna: The Honeydew-Producing Treehopper, *Guayaquila xiphias* (Membracidae), and its Associated Ant Fauna on *Didymopanax vinosum* (Araliaceae). **Biotropica**, v. 31, n. 1, p. 135-

144, 1999.

DOBLAS-MIRANDA, E.; SÁNCHEZ-PIÑERO, F.; GONZÁLEZ-MEGÍAS, A. Vertical distribution of soil macrofauna in an arid ecosystem: Are litter and belowground compartmentalized habitats? **Pedobiologia**, v. 52, n. 6, p. 361-373, 2009.

DOS SANTOS, K. A. D.; PAIVA, W. L.; BRAGA, D. D. L.; RIBAS, C. R.; QUEIROZ, A.; ZANETTI FILHO, R. B. Application of sulfluramid baits in *Eucalyptus* plantations affect ant communities in adjacent native forest fragments. **SSRN**, v. 1, n. 1, p. 4005769, 2022.

DRISCOLL, D. A.; BANKS, S. C.; BARTON, P. S. LINDENMAYER, D. B.; SMITH, A. L. Conceptual domain of the matrix in fragmented landscapes. **Trends in Ecology & Evolution,** v. 28, n. 10, p. 605-613, 2013.

DUNNING, J. B.; DANIELSON, B. J.; PULLIAM, H. R. Ecological processes that affect populations in complex landscapes. **Oikos**, v. 65, n. 1, p. 169-175, 1992.

EGERER, M. H.; AREL, C.; OTOSHI, M. D.; QUISTBERG, R. D.; BICHIER, P.; PHILPOTT, S. M. Urban arthropods respond variably to changes in landscape context and spatial scale. **Journal of Urban Ecology**, v. 3, n. 1, p. jux001, 2017.

ESCOBAR-RAMÍREZ, S.; TSCHARNTKE, T.; ARMBRECHT, I.; TORRES, W.; GRASS, I. Decrease in β-diversity, but not in α-diversity, of ants in intensively managed coffee plantations. **Insect Conservation and Diversity**, v. 13, n. 5, p. 445-455, 2020.

FAHRIG, L. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. **Journal of Biogeography**, v. 40, n. 9, p. 1649-1663, 2013.

FAHRIG, L., NUTTLE, W. K. Population Ecology in Spatially Heterogeneous Environments. *In:* LOVETT, G. M.; TURNER, M.G.; JONES, C. G.; WEATHERS, K. C. **Ecosystem Function in Heterogeneous Landscapes**. New York: Springer, 2005. p. 95-118.

FAHRIG, L.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; BENNETT, J. R.; BOUCHER-LALONDE, V.; CAZETTA, E.; CURRIE, D. J.; … WATLING, J. I. Is habitat fragmentation bad for biodiversity? **Biological Conservation**, v. 230, n. 1, p. 179-186, 2019.

FAHRIG. L.; BAUDRY, J.; BROTONS, L.; BUREL, F. G.; CRIST, T. O.; FULLER, R. J.; SIRAMI, C.; SIRIWARDENA, G. M.; MARTIN, J. L. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. **Ecology Letters**, v. 14, n. 2, p. 101-112, 2011.

FAO – ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA ALIMENTAÇÃO E AGRICULTURA. **Global forest resources assessment 2015**. 2015. Disponível em: http://www.fao.org/3/a-i4808e.pdf. Acesso em: 22 jan. 2023.

FARIA, D.; LAPS, R. R.; BAUMGARTEN, J.; CETRA, M. Bat and bird assemblages from forests and shade cacao plantations in two contrasting landscapes in the Atlantic Forest of Southern Bahia, Brazil. **Biodiversity & Conservation**, v. 15, n. 1, p. 587-612, 2006.

FERREIRA, V.; BOYERO, L.; CALVO, C.; CORREA, F.; FIGUEROA, R.; GONÇALVES,

J. F.; GOYENOLA, G.; GRAÇA, M. A. S.; HEPP, L. U.; KARIUKI, S.; LÓPEZ-RODRÍGUEZ, A.; MAZZEO, N.; M'ERIMBA, C.; MONROY, S.; PEIL, A.; POZO, J.; REZENDE, R.; TEIXEIRA-DE-MELLO, F. A global assessment of the effects of *Eucalyptus* plantations on stream ecosystem functioning. **Ecosystems**, v. 22, n. 1, p. 629-642, 2019.

FLETCHER JR, R. J.; ACEVEDO, M. A.; ROBERTSON, E. P. The matrix alters the role of path redundancy on patch colonization rates. **Ecology**, v. 95, n. 6, p. 1444-1450, 2014.
FOITZIK, S.; HEINZE, J.; OBERSTADT, B.; HERBERS, J. M. Mate guarding and alternative reproductive tactics in the ant *Hypoponera opacior*. **Animal Behaviour**, v. 63, n. 3, p. 597-604, 2002.

FOLGARAIT, P. J. Ant biodiversity and its relationship to ecosystem functioning: a review. **Biodiversity & Conservation**, v. 7, n. 1, p. 1221-1244, 1998.

FORRESTER, D. I.; BAUHUS, J.; COWIE, A. L.; VANCLAY, J. K. Mixed-species plantations of *Eucalyptus* with nitrogen-fixing trees: a review. **Forest Ecology and Management**, v. 233, n. 2-3, p. 211-230, 2006.

FOURNIER, B.; MOULY, A.; MORETTI, M.; GILLET, F. Contrasting processes drive alpha and beta taxonomic, functional and phylogenetic diversity of orthopteran communities in grasslands. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 242, n. 1, p. 43-52, 2017.

FROUZ, J.; JILKOVÁ, V. The effect of ants on soil properties and processes (Hymenoptera: Formicidae). **Myrmecological News**, v. 11, n. 11, p. 191-199, 2008.

GÁMEZ-VIRUÉS, S.; PEROVIĆ, D. J.; GOSSNER, M. M.; BÖRSCHIG, C.; BLÜTHGEN, N.; DE JONG, H.; ...; WESTPHAL, C. Landscape simplification filters species traits and drives biotic homogenization. **Nature Communications**, v. 6, n. 1, p. 8568, 2015.

GONÇALVES, J. L. M.; STAPE J. L.; LACLAU J. P.; BOUILLET, J. P.; RANGER, J. Assessing the effects of early silvicultural management on long-term site productivity of fast-growing eucalypt plantations: the Brazilian experience. **Southern Forests: a Journal of Forest Science**, v. 70, n. 2, p. 105-118, 2008.

GRIFFITHS, H. M.; ASHTON, L. A.; WALKER, A. E.; HASAN, F.; EVANS, T. A.; EGGLETON, P.; PARR, C. L. Ants are the major agents of resource removal from tropical rainforests. **Journal of Animal Ecology**, v. 87, n. 1, p. 293-300, 2018.

GROC, S.; DELABIE, J.H.C.; FERNÁNDEZ, F.; LEPONCE, M.; ORIVEL, J.; SILVESTRE, R.; VASCONCELOS, H.L.; DEJEAN, A. Leaf litter ant communities (Hymenoptera, Formicidae) in a pristine Guianese rain forest: stable functional structure versus high species turnover. **Myrmecological News**, v.19, n. 1, p. 43-51, 2014.

HADDAD, N. M., BRUDVIG, L. A., CLOBERT, J., DAVIES, K. F., GONZALEZ, A., HOLT, R. D., ... TOWNSHEND, J. R. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, v. 1, n. 2, p. e1500052, 2015.

HAWKINS, B. A.; FIELD, R.; CORNELL, H. V.; CURRIE, D. J.; GUÉGAN, J. F.; KAUFMAN, D. M.; KERR, J. T.; MITTELBACH, G. G.; OBERDORFF, T.; O'BRIEN, E. M.; PORTER, E. E.; TURNER, J. R. Energy, water, and broad-scale geographic patterns of

species richness. **Ecology**, v. 84, n. 1, p. 3105–3117, 2003.

HESSELBARTH, M. H. K.; SCIAINI, M.; WITH, K. A.; WIEGAND, K.; NOWOSAD, J. Landscapemetrics: an open-source R tool to calculate landscape metrics. **Ecography**, v. 42, p. 1648-1657, 2019.

HOENLE, P. O.; STAAB, M.; DONOSO, D. A.; ARGOTI, A.; BLÜTHGEN, N. Stratification and recovery time jointly shape ant functional reassembly in a neotropical forest. **Journal of Animal Ecology**, v. 92, n. 1, p. 1372–1387, 2023.

HOLLAND, J. D.; BERT, D. G.; FAHRIG, L. Determining the spatial scale of species' response to habitat. **Bioscience**, v. 54, n. 3, p. 227-233, 2004.

HÖLLDOBLER, B.; WILSON E. O. **The Ants**. Harvard University Press, Cambridge, 1990.

HOVICK, Torre J.; ELMORE, R. D.; FUHLENDORF, S. D.; ENGLE, D. M.; HAMILTON, R. G. Spatial heterogeneity increases diversity and stability in grassland bird communities. **Ecological Applications,** v. 25, n. 3, p. 662-672, 2015.

IBA – INDÚSTRIA BRASILEIRA DE ÁRVORES. **Relatório anual 2020**. 2020. Disponível: https://iba.org/datafiles/publicacoes/relatorios/relatorio-iba-2020.pdf. Acesso em: 03 jul 2023.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Biomas**. c2023. Disponível em: https://www.ibge.gov.br/geociencias/cartas-e-mapas/informacoes-ambientais/15842-biomas.html?=&t=downloads. Acesso em: 06 jan. 2023.

JACKSON, H. B.; FAHRIG, L. Are ecologists conducting research at the optimal scale?. **Global Ecology and Biogeography**, v. 24, p. 52–63, 2015.

JACOBOSKI, L. I.; MENDONÇA-LIMA, A. D.; HARTZ, S. M. Structure of bird communities in eucalyptus plantations: nestedness as a pattern of species distribution. **Brazilian Journal of Biology**, v. 3, n. 76, p. 583–591, 2016.

KANNINEN, M. Plantation forests: global perspectives. *In:* BAUHUS, P. J.; VAN DER MEER; KANNINEN, M. (ed.). **Ecosystem Goods and Services from Plantation Forests (205- 228)**. London; Washington, DC: Earthscan, 2010. cap. 1. p. 1-15.

KLEIJN, D.; RUNDLÖF, M.; SCHEPER, J.; SMITH, H. G.; TSCHARNTKE, T. Does conservation on farmland contribute to halting the biodiversity decline? **Trends in Ecology & Evolution**, v. 26, n. 9, p. 474-481, 2011.

LANDIS, D. A. Designing agricultural landscapes for biodiversity-based ecosystem services. **Basic and Applied Ecology**, v. 18, p. 1-12, 2017.

LAPOLA, D. M.; FOWLER, H. G. Questioning the implementation of habitat corridors: a case study in interior São Paulo using ants as bioindicators. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 1, p. 11-20, 2008.

LASMAR, C. J., QUEIROZ, A. C., ROSA, C., CARVALHO, N. S., SCHMIDT, F. A.,

SOLAR, R. R.; PAOLUCCI, L. N.; CUISSI, R; G; RIBAS, C. R. Contrasting edge and pasture matrix effects on ant diversity from fragmented landscapes across multiple spatial scales. **Landscape Ecology**, v. 36, n. 1, p. 2583-2597, 2021.

LAURANCE, W. F.; LOVEJOY, T. E.; VASCONCELOS, H. L.; BRUNA, E. M.; DIDHAM, R. K.; STOUFFER, P. C.; GASCON, C.; BIERREGAARD, R. O.; LAURANCE, S. G.; SAMPAIO, E. Ecosystem decay of Amazonian Forest fragments: a 22-year investigation. **Conservation Biology**, v. 16, n. 3, p. 605-618, 2002.

LEAL, R. I.; WIRTH, R.; TABARELLI, M. Dispersão de sementes por formigas-cortadeiras. *In*: DELLA LUCIA, T. M. C. **Formigas da bioecologia ao manejo**. Viçosa, MG: Ed. da UFV, 2011. p. 236-248.

LEE, K. E.; WOOD, T. G. **Termites and soils**. London: Academic Press, 1971.

LEMESSA, D.; MEWDED, B.; LEGESSE, A.; ATINFAU, H.; ALEMU, S.; MARYO, M.; TILAHUN, H. Do Eucalyptus plantation forests support biodiversity conservation? **Forest Ecology and Management**, v. 523, n. 1, p. 120492, 2022.

LEPONCE, M.; CORBARA, B.; DELABIE, J. H., ORIVEL, J.; ABERLENC, H. P.; BAIL, J.; DEJEAN, A. Spatial and functional structure of an entire ant assemblage in a lowland Panamanian rainforest. **Basic and Applied Ecology**, v. 56, n. 1, p. 32-44, 2021.

LINDENMAYER, D. B.; RICHARD, J. H. Fauna conservation in Australian plantation forests–a review. **Biological Conservation**, v. 119, n. 2, p. 151–168, 2004.

LIU, Y.; WEI, X.; LI, P.; LI, Q. Sensitivity of correlation structure of class-and landscape-level metrics in three diverse regions. **Ecological Indicators**, v. 64, n. 1, p. 9-19, 2016.

LOPES, ILEYNE T.; GUSSONI, C. O.; DEMARCHI, L. O.; DE ALMEIDA, A.; PIZO, M. A. Diversity of understory birds in old stands of native and *Eucalyptus* plantations. **Restoration Ecology**, v. 23, n. 5, p. 662-669, 2015.

LOPES, J. DA S.; KIPERSTOK, A.; DE FIGUEIRÊDO, M. C. B.; DE ALMEIDA NETO, J. A.; RODRIGUES, L. B. Assessing the economic and environmental performance of cleaner production practices in eucalyptus planted forests using life cycle assessment. **Journal of Cleaner Production**, v. 380, n. 1, p. 134757, 2022.

LÓPEZ-BAUCELLS, A.; ROWLEY, S.; ROCHA, R.; BOBROWIEC, P. E.; PALMEIRIM, J. M.; FARNEDA, F. Z.; MEYER, C. F. Interplay between local and landscape-scale effects on the taxonomic, functional and phylogenetic diversity of aerial insectivorous neotropical bats. **Landscape Ecology**, v. 37, n. 11, p. 2861-2875, 2022.

LÜDECKE, D.; BEN-SHACHAR, M. S.; PATIL, I.; WAGGONER, P.; MAKOSKI, D. performance: An R Package for Assessment, comparison and Testing of Statistical Models. **The Journal of Open Source Software**, v. 6, n. 60, p. 3139, 2021.

LUGO, A. E. The apparent paradox of reestablishing species richness on degraded lands with tree monocultures. **Forest Ecology and Management**, v. 99, n. 1–2, p. 9–19, 1997.

MAGURRAN, A. E.; BAILLIE, S. R.; BUCKLAND, S. T.; DICK, J. M.; ELSTON, D. A.; SCOTT, E. M.; SMITH, R. I.; SOMERFIELD, P. J.; WATT, A. D. Long-term datasets in biodiversity research and monitoring: assessing change in ecological communities through time. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 25, n. 10, p. 574-582, 2010.

MAJER, J. D. Ants: bio-indicators of minesite rehabilitation, landuse, and land conservation. **Environmental Management**, v. 7, n. 4, p. 375-85, 1983.

MAJER, J. D.; ORABI, G.; BISEVAC, L. Ants (Hymenoptera: Formicidae) pass the bioindicator scorecard. **Myrmecological News**, v.10, n. 1, p. 69–76, 2007.

MALANSON, G. P.; CRAMER, B. E. Landscape heterogeneity, connectivity, and critical landscapes for conservation. **Diversity and Distributions**, v. 5, n. 1-2, p. 27-39, 1999.

MARTELLO, F. B; MORINI, M. S. C.; SILVA, R. R.; SOUZA-CAMPANA, D. R., RIBEIRO, M. C.; CARMONA, C. P. Homogenization and impoverishment of taxonomic and functional diversity of ants in *Eucalyptus* plantations. **Scientific Reports**, v. 8, n. 1, p. 3266, 2018.

MARTELLO, F.; ANDRIOLLI, F. S.; MEDEIROS, H. R.; BARÃO, T.; RIBEIRO, M. C. Edge contrast modulates ant community responses to edge distance in agricultural landscapes. **Agricultural and Forest Entomology**, v. 24, n. 3, p. 289-300, 2022.

MARTENSEN, A. C.; RIBEIRO, M. C.; BANKS-LEITE, C.; PRADO, P. I.; METZGER, J. P. Associations of forest cover, fragment area, and connectivity with neotropical understory bird species richness and abundance. **Conservation Biology**, v. 26, n. 6, p. 1100-1111, 2012.

MARTIN, A. E. The spatial scale of a species' response to the landscape context depends on which biological response you measure. **Current Landscape Ecology Reports**, v. n. 1, 23–33, 2018.

MARTINS, INGRID S.; ORTEGA, J. C. G.; GUERRA, V.; COSTA, M. M. S.; MARTELLO, F.; SCHMIDT, F. A. Ant taxonomic and functional beta-diversity respond differently to changes in forest cover and spatial distance. **Basic and Applied Ecology**, v. 60, n. 1, p. 89-102, 2022.

MCCARY, M. A.; MINOR, E.; WISE, D. H. Covariation between local and landscape factors influences the structure of ground-active arthropod communities in fragmented metropolitan woodlands. **Landscape Ecology**, v. 33, n. 1, p. 225-239, 2018.

MCGARIGAL, K. **Fragstats Help**. 2015.Disponível em: https://www.umass.edu/ landeco/ research/fragstats/documents/fragstats.help.4.2.pdf. Acesso em: 03 jan. 2023.

MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S.A.; ENE, E. **FRAGSTATS v4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps**. Amherst: University of Massachusetts, 2012. 1 Computer Software Program. Disponível em: https://edisciplinas.usp.br/mod/folder/view.php?id=2917120. Acesso em: 24 out. 2023.

MCGARIGAL, K.; MARKS, B. J. **FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure**. Portland: US Department of Agriculture, Forest Service,

Pacific Northwest Research Station, ago. 1995. Disponível em: https://www.fs.usda.gov/pnw/pubs/pnw_gtr351.pdf. Acesso em: 24 out. 2023.

MCKINNEY, M. L.; LOCKWOOD, J. L. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 14, n. 11, p. 450-453, 1999.

MEDEIROS, H. R.; MARTELLO, F.; ALMEIDA, E. A. B.; MENGUAL, X.; HARPER, K. A.; GRANDINETE, Y. C.; METZGER, J. P.; RIGHI, C. A.; RIBEIRO, M. C. Landscape structure shapes the diversity of beneficial insects in coffee producing landscapes. **Biological Conservation**, v. 238, n. 1, p. 1-12, 2019.

MENTONE, T. M.; DINIZ, E. A.; MUNHAE, C. DE B.; BUENO, O. C.; MORINI, M. S. DE C. Composição da fauna de formigas (Hymenoptera: Formicidae) de serapilheira em florestas semidecídua e de *Eucalyptus* spp., na região sudeste do Brasil. **Biota Neotropica**, v. 11, n. 2, p. 1-10, 2011.

METZGER, J. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotropica**, v. 1, n. 1, p. 1-9, 2001.

METZGER, J. P.; BRANCALION, P. H. S. Challenges and opportunities in applying a landscape ecology perspective in ecological restoration: a powerful approach to shape neolandscapes. **Brazilian Journal of Nature Conservation**, v. 11, n. 2, p. 103-107, 2013.

MIGUET, P.; JACKSON, H. B.; JACKSON, N. D.; MARTIN, A. E.; FAHRIG, L. What determines the spatial extent of landscape effects on species? **Landscape ecology**, v. 31, n. 1, p. 1177-1194, 2016.

MILLER-RUSHING, A. J., PRIMACK, R. B., DEVICTOR, V., CORLETT, R. T., CUMMING, G. S., LOYOLA, R., ... PEJCHAR, L. How does habitat fragmentation affect biodiversity? A controversial question at the core of conservation biology. **Biological Conservation**, v. 232, n. 1, p. 271-273, 2019.

MITCHELL, MATTHEW G. E. SUÁREZ-CASTRO, A. F., MARTINEZ-HARMS, M., MARON, M., MCALPINE, C., GASTON, K. J., ... RHODES, J. R. Reframing landscape fragmentation's effects on ecosystem services. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 30, n. 4, p. 190-198, 2015.

MONTAGNANA, P. C.; ALVES, R. S. C.; GARÓFALO, C A; RIBEIRO, M. C. Landscape heterogeneity and forest cover shape cavity-nesting hymenopteran communities in a multi-scale perspective. **Basic and Applied Ecology**, v. 56, n. 1, p. 239-249, 2021.

MORANTE-FILHO, J. C.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V; FARIA, D. Patterns and predictors of β-diversity in the fragmented Brazilian Atlantic Forest: a multiscale analysis of forest specialist and generalist birds. **Journal of Animal Ecology**, v. 85, n. 1, p. 240-250, 2016.

MORI, A. S.; ISBELL, F.; SEIDL, R. β-diversity, community assembly, and ecosystem functioning. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 33, n. 7, p. 549-564, 2018.

MORI, A. S.; OTA, A. T.; FUJII, S.; SEINO, T.; KABEYA, D.; OKAMOTO, T.; ITO, M. T.; KANEKO, N.; HASEGAWA, M. Biotic homogenization and differentiation of soil faunal

communities in the production forest landscape: taxonomic and functional perspectives. **Oecologia**, v. 177, n. 1, p. 533-544, 2015.

MORINI, M. S. de C.; DE MIRANDA, V. F. O. **Serra do Itapeti:** aspectos históricos, sociais e naturalísticos. Bauru: Canal, 2012. v. 6.

MORINI, M. S. de C.; OLIVEIRA, C. R. da S.; WUO, M.; ALMEIDA-SCABBIA, R. J.; SARTORELLO, R. **Caminhos do Itapeti:** Zona de Amortecimento da do Parque Natural Francisco Affonso de Mello. 1. ed. São Paulo: Canal6, 2018.

MTHIMUNYE, T. A.; MUNYAI, T. C. Can monoculture timber plantations conserve more ant communities than adjacent natural forests? **Diversity**, v. 14, n. 6, p. 430, 2022.

NAGATANI, VICTOR H.; RAMALHO, M. O.; ALVES, J. M.; SOUZA, R. F.; KAYANO, D. Y.; SILVA, N. S.; SILVA, O. G. M.; HARAKAVA, R.; BUENO, O. C.; HILSDORF, A. W. S.; MORINI, M. S. Impact of native vegetation cover near crops on the occurrence and molecular diversity of fire ants. **Agricultural and Forest Entomology**, v. 1, n. 1, p. 1-11, 2022.

NOWOSAD, J. **How to calculate landscape metrics for local landscapes?** 2020. Disponível em: https://jakubnowosad.com/posts/2020-01-23-lsm_bp2/. Acesso em: 20 jan. 2023.

NYCHKA, D.; FURRER, R.; PAIGE, J.; SAIN, S. 2021. **Fields: Tools for spatial data.** Disponível em: https://github.com/dnychka/fieldsRPackage. Acesso em: 30 out. 2022.

OKSANEN, J.; SIMPSON, G.; BLANCHET F.; KINDT R.; LEGENDRE P.; ... WEEDON, J. **Vegan: Community Ecology Package.** 2022. Disponível em: https://CRAN.R-project.org/package=vegan. Acesso em: 20 out. 2022.

OLIVEIRA, P. S.; BRANDÃO, C. R. F. The ant community associated with extrafloral nectaries in Brazilian cerrados. *In:* HUXLEY, C.; CUTLER, D. **Ant-plant interactions.** Oxford: University Press, 1991. p. 198–212.

PACHECO, J. A.; MACKAY, W. P. **The systematics and biology of the New World thief ants of the genus *Solenopsis* (Hymenoptera: Formicidae)**. Lewiston, New York: Edwin Mellen Press, 2013.

PAQUETTE, A.; MESSIER, C. The role of plantations in managing the world's forests in the Anthropocene. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 8, n. 1, p. 27-34, 2010.

PAYN, T.; CARNUS, J. M.; FREER-SMITH, P.; KIMBERLEY, M.; KOLLERT, W.; LIU, S.; ORAZIO, C.; RODRIGUEZ, L.; WINGFIELD, M. J. Changes in planted forests and future global implications. **Forest Ecology and Management**, v. 352, n. 1, p. 57-67, 2015.

PEREZ-ALVAREZ, R.; NAULT, B. A.; POVEDA, K. Effectiveness of augmentative biological control depends on landscape context. **Scientific Reports**, v. 9, n. 1, p. 8664, 2019.

PHALAN, B.; ONIAL, M.; BALMFORD, A.; GREEN, R. E. Reconciling food production and biodiversity conservation: land sharing and land sparing compared. **Science**, v. 333, n. 6047, p. 1289-1291, 2011.

PIK, A. J.; OLIVER, A. N.; BEATTIE, A. J. Taxonomic sufficiency in ecological studies of terrestrial invertebrates. **Austral Ecology**, v. 24, n. 5, p. 555–562, 1999.

PITTS, J. P.; CAMACHO, G. P.; GOTZEK, D.; MCHUGH, J. V.; ROSS, K. Revision of the fire ants of the *Solenopsis saevissima* species-group (Hymenoptera: Formicidae). **Proceedings of the Entomological Society of Washington**, v. 120, n. 2, p. 308-411, 2018.

PLEXIDA, S.; SFOUGARIS, A. I.; ISPIKOUDIS, I. P.; PAPANASTASIS, V. P. Selecting landscape metrics as indicators of spatial heterogeneity—A comparison among Greek landscapes. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v. 26, n. 1, p. 26-35, 2014.

POZO, J.; GONZÁLEZ, E.; DÍEZ, J. R.; MOLINERO, J.; ELÓSEGUI, A. Inputs of particulate organic matter to streams with different riparian vegetation. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 16, n. 3, p. 602-611, 1997.

POZO, P.; SÄUMEL, I. How to bloom the green desert: *Eucalyptus* plantations and native forests in Uruguay beyond black and white perspectives. **Forests**, v. 9, n. 10, p. 614, 2018.

PREVEDELLO, J. A.; VIEIRA, M. V. Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. **Biodiversity and Conservation**, v. 19, p. 1205-1223, 2010.

PRYDE, E. C.; HOLLAND, G. J.; WATSON, S. J.; TURTON, S. M.; NIMMO, D. G. Conservation of tropical forest tree species in a native timber plantation landscape. **Forest Ecology and Management,** v. 339, p. 96–104, 2015.

R Core Team. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2022. Disponível em: https://www.R-project.org/. Acesso em: 01 dez. 2022.

RABELLO, A. M.; PARR, C. L.; QUEIROZ, A. C.; BRAGA, D. L.; SANTIAGO, G. S.; RIBAS, C. R. Taxonomic and functional approaches reveal different responses of ant assemblages to land-use changes. **Basic and Applied Ecology,** v. 54, p. 39-49, 2021.

RAHBEK, C. The role of spatial scale and the perception of large-scale species-richness patterns. **Ecology Letters**, v. 8, n. 2, p. 224-239, 2005.

RAMOS, L. S.; BONETTI FILHO, R. Z.; MARINHO, C. G. S.; DELABIE, J. H. C.; SCHLINDWEIN, M. N.; ALMADO, R. P. Impacto das capinas mecânica e química do sub-bosque de *Eucalyptus grandis* sobre a comunidade de formigas (Hymenoptera: Formicidae). **Revista Árvore**, v. 28, n. 1, p. 139-146, 2004.

RATSIRARSON, H.; ROBERTSON, H. G.; PICKER, M. D.; VAN NOORT, S. Indigenous forests versus exotic eucalypt and pine plantations: a comparison of leaf-litter invertebrate communities. **African Entomology**, v. 10, n. 1, p. 93-99, 2002.

RATTIS, L.; BRANDO, P. M.; MACEDO, M. N.; SPERA, S. A.; CASTANHO, A. D.; MARQUES, E. Q.; COSTA, N. Q.; SILVERIO, D. V.; COE, M. T. **Nature Climate Change**, v. 11, n. 12, p. 1098-1104, 2021.

REGOLIN, A. L.; RIBEIRO, M. C.; MARTELLO, F.; MELO, G. L.; SPONCHIADO, J.; CAMPANHA, L. F. D. C.; ...; CACERES, N. Spatial heterogeneity and habitat configuration overcome habitat composition influences on alpha and beta mammal diversity. **Biotropica**, v. 52, n. 5, p. 969-980, 2020.

REIDER, I. J.; DONNELLY, M. A.; WATLING, J. I. The influence of matrix quality on species richness in remnant forest. **Landscape Ecology**, v. 33, n. 1, p. 1147-1157, 2018.

RESASCO, J.; BRUNA, E. M.; HADDAD, N. M.; BANKS-LEITE, C.; MARGULES, C. R. The contribution of theory and experiments to conservation in fragmented landscapes. **Ecography**, v. 40, n. 1, p. 109-118, 2017.

REYNOLDS, C.; FLETCHER, R. J.; CARNEIRO, C. M. JENNINGS, N.; KE, A.; LASCALEIA, M. C.; …; MCCLEERY, R. A. Inconsistent effects of landscape heterogeneity and land-use on animal diversity in an agricultural mosaic: a multi-scale and multi-taxon investigation. **Landscape Ecology**, v. 33, n. 1, p. 241-255, 2018.

RIBAS, C. R.; CAMPOS, R. B.; SCHMIDT, F. A.; SOLAR, R. Ants as indicators in Brazil: a review with suggestions to improve the use of ants in environmental monitoring programs. **Psyche: A Journal of Entomology**, v. 2012, n. 1, p. 1-23, 2012.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 1, p. 1141-1153, 2009.

RICKLEFS, R. E. Community diversity: relative roles of local and regional processes. **Science**, v. 80, n. 235, p. 167–171, 1987.

RICO-GRAY, V.; OLIVEIRA, P. S. **The ecology and evolution of ant-plant interactions.** Chicago: The University of Chicago Press, 2007.

RIPLEY, B. D.; VENABLES, W. N.; BATES, D. M.; HORNIK, K.; GEBHARDT, A.; FIRTH, D. **Package "MASS"**. 2023. Disponível em: https://cran.r-project.org/web/packages/MASS/MASS.pdf. Acesso em: 03 jun. 2023.

RISSING, S. W. Indirect effects of granivory by harvester ants: plant species composition and reproductive increase near ant nest. **Oecologia**, v. 68, n. 1, p. 231-234, 1986.

RODRIGUES, C. A.; ARAÚJO, M. S.; ROCHA, E. C.; SILVA, D. A.; MARTINELLI, N. M.; DELABIE, J. H. C. Vertical stratification of ant assemblage in Brazilian Savanna phytophysiognomies. **Revista Bosque**, v. 40, n. 3, p. 379-385, 2019.

RONQUE, M. U. V.; AZEVEDO-SILVA, M.; MORI, G. M.; SOUZA, A. P.; OLIVEIRA, P. S. Three ways to distinguish species: using behavioural, ecological, and molecular data to tell apart two closely related ants, *Camponotus renggeri* and *Camponotus rufipes* (Hymenoptera: Formicidae). **Zoological Journal of the Linnean Society**, v. 176, n. 1, p. 170-181, 2016.

SALEHI, B.; SHARIFI-RAD, J.; QUISPE, C.; LLAIQUE, H.; VILLALOBOS, M.;

SMERIGLIO, A.; TROMBETTA, D.; EZZAT, S. M.; SALEM, M. A.; ZAYED, A.; CASTILLO, C. M. S.; YAZDI, S. E.; SEN, S.; ACHARYA, K.; SHAROPOV, F.; MARTINS, N. Insights into *Eucalyptus* genus chemical constituents, biological activities and health-promoting effects. **Trends in Food Science & Technology**, v. 91, n. 1, p. 609-624, 2019.

SANABRIA, C.; BAROT, S.; FONTE, S. J.; DUBS, F. Do morphological traits of ground - dwelling ants respond to land use changes in a neotropical landscape? **Geoderma**, v. 418, n. 1, p. 115841, 2022.

SAN-JOSÉ, M.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; JORDANO, P.; MEAVE, J. A.; MARTÍNEZ-RAMOS, M. The scale of landscape effect on seed dispersal depends on both response variables and landscape predictor. **Landscape Ecology**, v. 34, n. 1, p. 1069-1080, 2019.

SANTOANDRE, S.; FILLOY, J.; ZURITA, G. A.; BELLOCQ, M. I. Taxonomic and functional β-diversity of ants along tree plantation chronosequences differ between contrasting biomes. **Basic and Applied Ecology**, v. 41, n. 1, p. 1-12, 2019.

SÃO PAULO (Estado). **Lei n. 4.529, de 18 de janeiro de 1985**. Dispõe sobre o uso e ocupação do solo na Região da Serra do Itapeti com vistas à proteção e melhoria da qualidade do meio ambiente na Região Metropolitana de São Paulo. Disponível em: https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/lei/1985/lei-4529-18.01.1985.html#:~:text=Disp%C3%B5e%20sobre%20o%20uso%20e,Regi%C3%A3o%20Metropolitana%20de%20S%C3%A3o%20Paulo. Acesso em: 03 de mar. 2023.

SCHMIDT, F. A.; RIBAS, C. R.; SOBRINHO, T. G.; UBAIDILLAH, R.; SCHOEREDER, J. H.; CLOUGH, Y.; TSCHARNTKE, T. Similar alpha and beta diversity changes in tropical ant communities, comparing savannas and rainforests in Brazil and Indonesia. **Oecologia**, v. 185, p. 487-498, 2017.

SCHULZE, C. H.; WALTERT, M.; KESSLER, P. J.; PITOPANG, R.; VEDDELER, D.; MÜHLENBERG, M.; …; TSCHARNTKE, T. Biodiversity indicator groups of tropical land-use systems: comparing plants, birds, and insects. **Ecological Applications**, v. 14, n. 5, p. 1321-1333, 2004.

SENDOYA, S. F.; FREITAS, A. V. L.; OLIVEIRA, P. S. Egg-laying butterflies distinguish predaceous ants by sight. **The American Naturalist**, v. 174, p. 134-140, 2009.

SHANG, X.; CHISHOLM, L A. Classification of Australian native forest species using hyperspectral remote sensing and machine-learning classification algorithms. **IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing,** v. 7, n. 6, p. 2481-2489, 2013.

SILVA, R. R.; BRANDÃO C. R. F. Morphological Patterns and Community Organization in Leaf- Litter Ant Assemblages. **Ecological Monographs**, v.80, n. 1, p.107-24, 2010.

SILVA, R. R.; MARTELLO, F.; FEITOSA, R. M.; SILVA, O. G. M.; DO PRADO, L. P.; BRANDÃO, C. R. F.; ... TIBCHERANI, M. ATLANTIC ANTS: a data set of ants in Atlantic Forests of South America**. Ecology ,** v. 103, n. 2, p. e03389, 2022.

SILVESTRE R.; BRANDÃO, C. R. F.; DA SILVA, R. S. Grupos funcionales de hormigas: el caso de los grêmios del Cerrado. *In:* FERNÁNDEZ, F. **Introductión a las hormigas de la región Neotropical.** Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt, 2003. p.113-148.

SOLAR, R. R DE C.; BARLOW, J., FERREIRA, J., BERENGUER, E., LEES, A. C., THOMSON, J. R., ... GARDNER, T. A. How pervasive is biotic homogenization in human-modified tropical forest landscapes? **Ecology Letters**, v. 18, n. 10, p. 1108-1118, 2015.

SOLAR, R. R. de C.; BARLOW, J. ANDERSEN, A. N.; SCHOEREDER, J. H.; BERENGUER, E.; FERREIRA, J. N.; GARDNER, T. A. Biodiversity consequences of land-use change and forest disturbance in the Amazon: A multi-scale assessment using ant communities. **Biological Conservation**, v. 197, p. 98-107, 2016.

SOLIS, D. R.; BUENO, O. C.; MORETTI, T. de C.; DA SILVA, T. F. Observações sobre a biologia da formiga invasora *Paratrechina longicornis* (Latreille, 1802) (Hymenoptera, Formicidae) em ambiente urbano brasileiro. **Revista Brasileira de Zoociências**, v. 9, 2007.

SOUZA, J. L. P. Effectiveness of higher-taxon approach on ants and sample size effect: an assessment in Brazilian biomes and states. **Biodiversity and Conservation**, v. 32, n. 2, p. 635-652, 2023.

SOUZA-CAMPANA, D. R.; WAZEMA, C. T.; MAGALHÃES, F. S.; SILVA, N. S., NAGATANI, V. H., SUGUITURU, S. S., GOTO, M. A., MORINI, M. S. C. Coleção de referência do Laboratório de Mirmecologia do Alto Tietê, São Paulo, Brasil: status atual e perspectivas. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi**, v. 15, p. 317-336, 2020.

SPIESMAN, B. J.; CUMMING, G. S. Communities in context: the influences of multiscale environmental variation on local ant community structure. **Landscape Ecology**, v. 23, p. 313-325, 2008.

STECKEL, J.; WESTPHAL, C.; PETERS, M. K.; BELLACH, M.; ROTHENWOEHRER, C.; ERASMI, S., ...; STEFFAN-DEWENTER, I. Landscape composition and configuration differently affect trap-nesting bees, wasps and their antagonists**. Biological Conservation**, v. 172, p. 56-64, 2014.

SUGUITURU, S. S.; DE SOUZA, D. R.; MUNHAE, C. C.; PACHECO, R.; MORINI, M. S. DE C. Diversidade e riqueza de formigas (Hymenoptera: Formicidae) em remanescentes de Mata Atlântica na Bacia Hidrográfica do Alto Tietê, SP. **Biota Neotropica**, v. 13, n. 2, p. 141-152, 2013.

SUGUITURU, S. S.; MORINI, M. S. DE C.; FEITOSA, R. M.; SILVA, R. R. **Formigas do Alto Tietê.** Bauru, SP: Canal 6, 2015.

SUGUITURU, S. S.; SILVA, R. R.; SOUZA, D. R. D.; MUNHAE, C. D. B.; MORINI, M. S. D. C. Ant community richness and composition across a gradient from *Eucalyptus* plantations to secondary Atlantic Forest. **Biota Neotropica**, v. 11, p. 369–376, 2011.

TAVARES, A. L. B.; BEIROZ, W.; FIALHO, A.; FRAZÃO, F.; MACEDO, R.; LOUZADA, J.; AUDINO, L. *Eucalyptus* plantations as hybrid ecosystems: Implications for species

conservation in the Brazilian Atlantic Forest. **Forest Ecology and Management**, v. 433, p. 131-139, 2019.

TERERAI, F.; GAERTNER, M.; JACOBS, S. M.; RICHARDSON, D. M. *Eucalyptus* invasions in riparian forests: effects on native vegetation community diversity, stand structure and composition. **Forest Ecology and Management**, v. 297, p. 84-93, 2013.

TORRES, M. T.; SOUZA, J. L. P.; BACCARO, F. B. Distribution of epigeic and hypogeic ants (Hymenoptera: Formicidae) in ombrophilous forests in the Brazilian Amazon. **Sociobiology**, v. 67, n. 2, p. 186-200, 2020.

TSCHARNTKE, T.; TYLIANAKIS, J. M.; RAND, T. A.; DIDHAM, R. K.; FAHRIG, L.; BATÁRY, P.; ...; WESTPHAL, C. Landscape moderation of biodiversity patterns and processes-eight hypotheses. **Biological Reviews**, v. 87, n. 3, p. 661-685, 2012.

TUMA, J.; FROUZ, J.; VESELÁ, H.; KŘIVOHLAVÝ, F.; FAYLE, T. M. The impacts of tropical mound-building social insects on soil properties vary between taxa and with anthropogenic habitat change. **Applied Soil Ecology**, v. 179, n. 1, p. 104576, 2022.

VANDERMEER, J.; CARVAJAL, R. Metapopulation dynamics and the quality of the matrix. **The American Naturalist**, v. 158, n. 3, p. 211-220, 2001.

VENABLES, W. N.; RIPLEY, B. D. **Modern Applied Statistics with S.** Fourth Edition. Springer, New York. ISBN, 2002.

WAGENMAKERS, E.-J.; FARRELL, S. AIC model selection using Akaike weights. **Psychonomic Bulletin & Review**, v. 11, n. 1, p. 192-196, 2004.

WATLING, JAMES I.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; PFEIFER, M.; BAETEN, L.; BANKS-LEITE, C.; CISNEROS, L. M.; ... FAHRIG, L. Support for the habitat amount hypothesis from a global synthesis of species density studies. **Ecology Letters**, v. 23, n. 4, p. 674-681, 2020.

WEN, Z.; YANG, Q., HUANG, B., ZHANG, L., ZHENG, H., SHEN, Y.; YANG, Y.; OUYANG, Z.; LI, R. Landscape composition and configuration relatively affect invasive pest and its associator across multiple spatial scales. **Frontiers in Sustainable Food Systems**, v. 7, n. 1, p. 1114508, 2023.

WILKIE, K. T. R.; MERTL, A. L.; TRANIELLO, J. F. A. Species diversity and distribution patterns of the ants of Amazonian Ecuador. **Plos One**, v. 5, n. 10, p. 1-12, 2010.

WILLIAMS, R. A. Mitigating biodiversity concerns in *Eucalyptus* plantations located in South China. **Journal of Biosciences and Medicines**, v. 3, n. 6, p. 1, 2015.

XIE, Z.; CHEN, Y.; LU, D.; LI, G.; CHEN, E. Classification of land cover, forest, and tree species classes with ZiYuan-3 multispectral and stereo data. **Remote Sensing**, v. 11, n. 2, p. 164, 2019.

YEKWAYO, I.; MWABVU, T. Age of *Eucalyptus* plantations differentially affects assemblages of surface-active arthropods. **African Journal of Ecology**, v. 0, p.1-7, 2023.

ZARA, F. J.; FOWLER, H. G. *Pheidole* in the New World: A dominant, hyperdiverse ant genus. **Revista de Biología Tropical**, v. 53, n. 1-2, p. 297-304, 2005.

ZHANG, Q.H.; MCDONALD, D. L.; HOOVER, D. R.; ALDRICH, J. R.; SCHNEIDMILLER, R. G. North American invasion of the tawny crazy ant (*Nylanderia fulva*) is enabled by pheromonal synergism from two separate glands. **Journal of Chemical Ecology**, v. 41, n. 1, p. 853-858, 2015.

ZUCKERBERG, B.; DESROCHERS, A.; HOCHACHKA, W. M.; FINK, D.; KOENIG, W. D.; DICKINSON, J. L. Overlapping landscapes: a persistent, but misdirected concern when collecting and analyzing ecological data. **The Journal of Wildlife Management**, v. 76, n. 5, p. 1072-1080, 2012.

APÊNDICE A - AUTOCORRELAÇÃO ESPACIAL: MANTEL

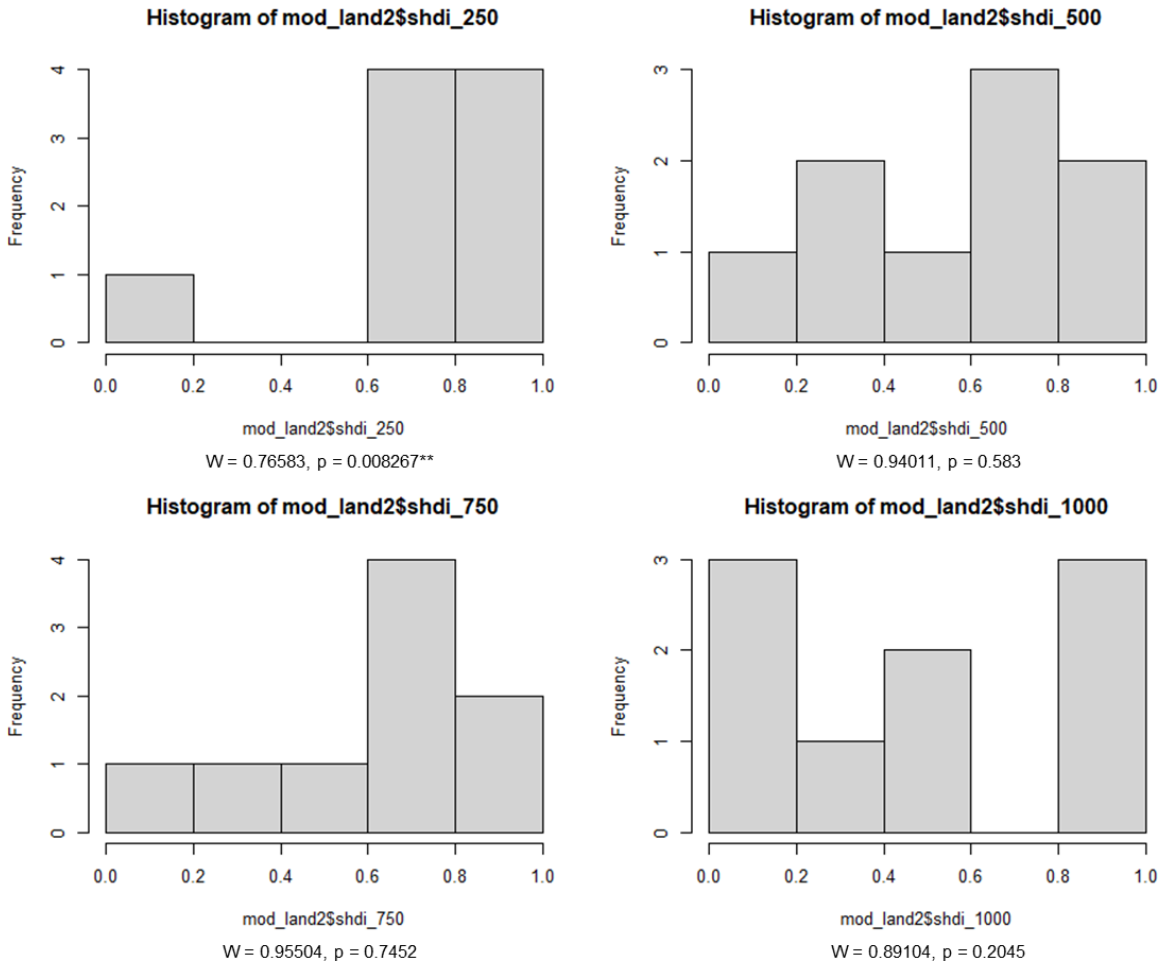
Avaliamos a autocorrelação espacial entre as variáveis da paisagem e as coordenadas geográficas dos sítios amostrais aplicando o teste de Mantel. A correlação espacial foi fraca (r=0,02811; valor P=0,418), indicando que não há autocorrelação espacial.

Avaliamos a autocorrelação espacial entre composição de espécies de formigas e as coordenadas geográficas dos sítios amostrais aplicando o teste de Mantel. A correlação espacial foi fraca (r=0,045; valor P=0,397), indicando que não há autocorrelação espacial.

APÊNDICE B – TESTE DE NORMALIDADE DOS DADOS

Avaliamos a normalidade do Índice de Shannon (SHDI) para cada escala espacial de análise, após normalização dos dados, aplicando o teste de Shapiro-Wilk. Apenas SHDI em 250m não apresenta distribuição normal (W = 0.76583, p = 0.008267) (Figura B1).

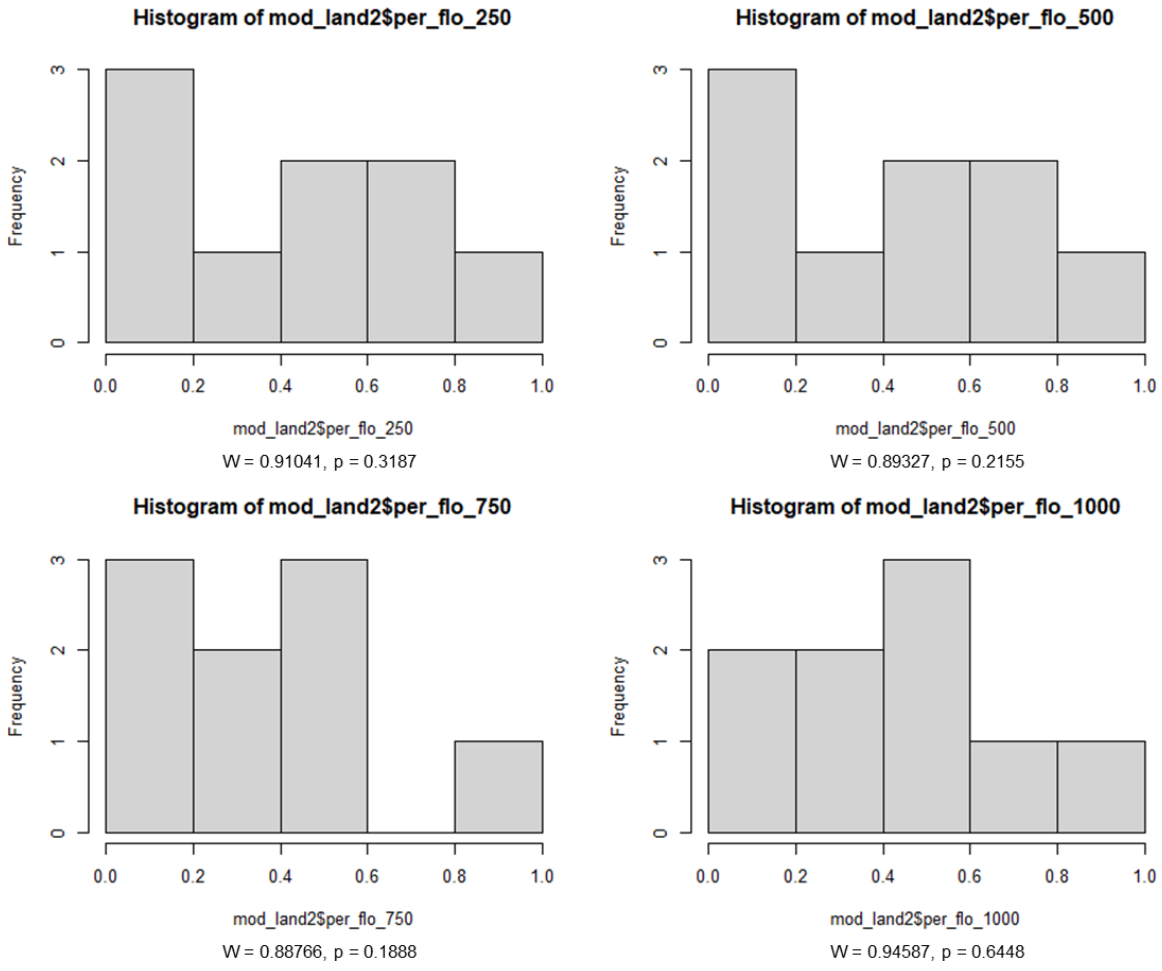
Figura B1 – Histograma demonstrando a normalidade de SHDI para cada escala espacial de análise.



Signif. codes: 0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1

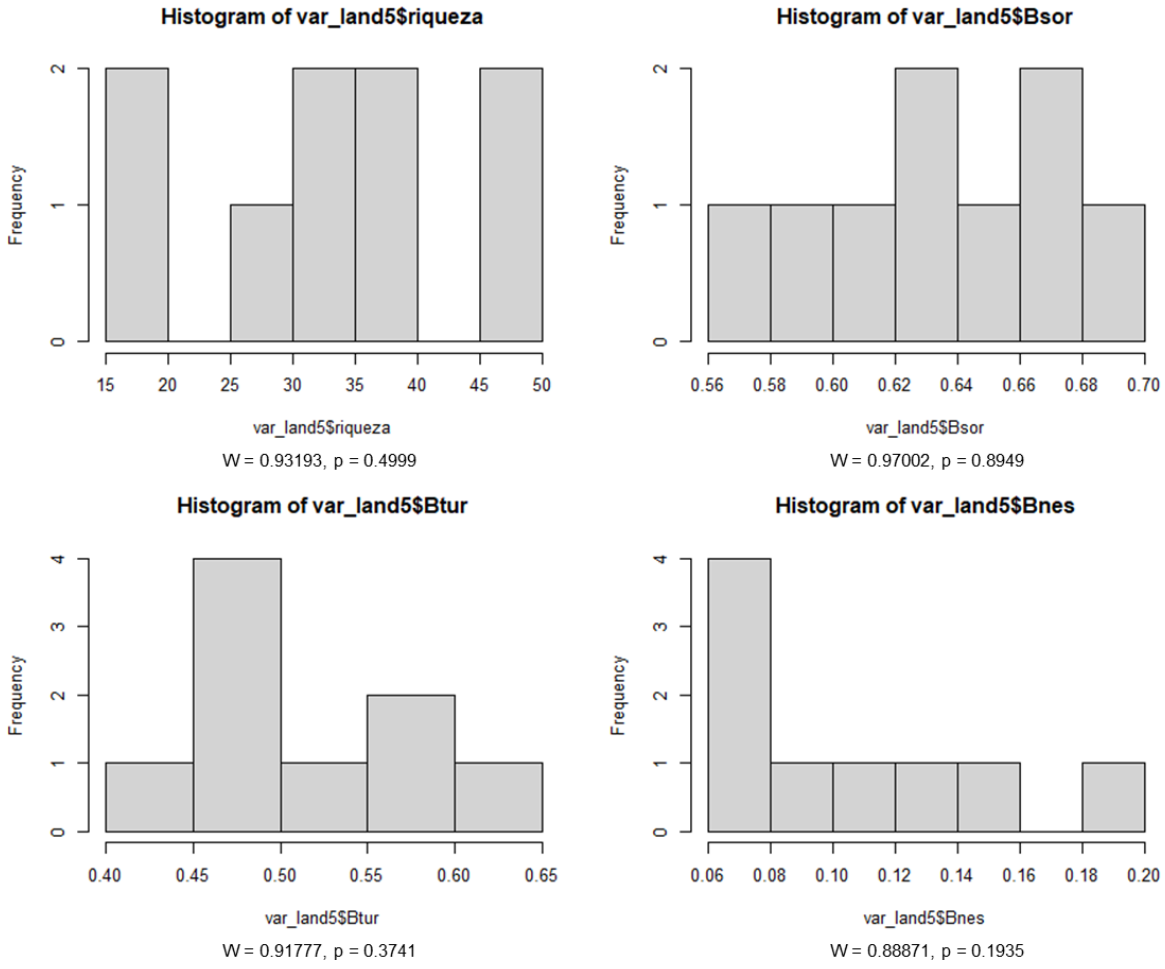
Avaliamos a normalidade do Percentual de Cobertura Florestal Nativa (PerFlo) para cada escala espacial de análise, após normalização dos dados, aplicando o teste de Shapiro-Wilk. O PerFlo apresentou distribuição normal em todas as escalas espaciais (Figura B2).

Figura B2 – Histograma demonstrando a normalidade de PerFlo para cada escala espacial de análise.



Avaliamos a normalidade das métricas biológicas (riqueza de espécies, *βsor, βtur* e *βnes)*, aplicando o teste de Shapiro-Wilk. Todas as métricas biológicas apresentaram distribuição normal (Figura B3).

Figura B3 – Histograma demonstrando a normalidade das métricas biológicas (riqueza de espécies e diversidade beta das comunidades de formiga).



APÊNDICE C – RESUMO DA COMPARAÇÃO DA ESCALA DE EFEITO DOS MODELOS LINEARES GENERALIZADOS SIGNIFICATIVOS

COMPARAÇÃO ENTRE MODELOS DE RIQUEZA DE ESPÉCIES

Comparação entre modelos de riqueza e heterogeneidade da paisagem não precisou ser realizada, pois a métrica biológica respondeu a SHDI apenas em 1000m. A seguir a comparação entre modelos de riqueza e percentual de cobertura florestal:

MODELO	R2	dAICc	weight	performance-score
perflo1000 ~ riqueza	0,983	0	0,9153	93,73%
perflo750 ~ riqueza	0,983	4,8	0,083	47,39%
perflo500 ~ riqueza	0,86	12,8	0,0015	24,07%
perflo250 ~ riqueza	0,494	17,9	<0,001	14,17%

COMPARAÇÃO ENTRE MODELOS DE DIVERSIDADE BETA

Comparação entre modelos de diversidade beta e heterogeneidade da paisagem não precisou ser realizada, pois a métrica biológica respondeu a SHDI apenas em 1000m. A cobertura florestal não apresentou significância para os componentes da diversidade beta, então a comparação de modelos também não foi realizada. A seguir a comparação dos componentes da diversidade beta sobre a idade e tipo de manejo das áreas de eucalipto:

MODELO	R2	dAICc	weight	performance-score
manejo ~ bsor	0,406	0	0,9593	100,00%
manejo ~ btur	0,167	6,4	0,0394	28,30%
manejo ~ bnes	0,028	13,2	0,0013	0,00%

APÊNDICE D – LISTA DE ESPÉCIES

Subfamílias/Espécies	Paisagem									Total de espécies
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	
Amblyoponinae										**2**
Prionopelta punctulata Forel, 1909				X						
Prionopelta sp.1				X						
Dolichoderinae										**2**
Linepithema neotropicum (Wild, 2007)	X			X	X	X	X		X	
Tapinoma melanocephalum (Fabricius, 1793)		X		X					X	
Dorylinae										**2**
Labidus praedator (Fr. Smith, 1858)	X									
Neocerapachys splendens (Borgmeier, 1957)	X						X			
Ectatomminae										**4**
Ectatomma edentatum (Emery, 1901)				X	X		X			
Heteroponera dentinodis (Mayr, 1887)	X					X	X		X	
Heteroponera mayri (Kempf, 1962)					X		X			
Holcoponera striatula (Mayr, 1884)	X		X		X	X	X	X	X	
Formicinae										**17**
Brachymyrmex admotus (Mayr, 1887)	X	X	X	X	X	X	X		X	
Brachymyrmex cordemoyi (Forel, 1985)		X			X		X			
Brachymyrmex heeri (Forel, 1874)	X			X	X		X		X	
Brachymyrmex patagonicus Mayr, 1868									X	
Brachymyrmex sp.1		X								
Brachymyrmex sp.2				X						
Camponotus rufipes Fabricius, 1775		X	X					X		
Camponotus sp.8					X		X			
Camponotus sp.1	X									
Nylanderia fulva (Mayr, 1862)				X		X				

Nylanderia guatemalensis (Forel, 1885)		X								
Nylanderia pr. *docilis*		X								
Nylanderia sp.1	X	X		X					X	
Paratrechina longicornis (Latreile, 1802)					X		X			
Myrmicinae										**77**
Acanthognathus ocellatus (Mayr, 1887)				X		X			X	
Acanthognathus rudis (Brown e Kempf, 1969)	X			X	X		X			
Acanthognathus sp.1				X						
Acromyrmex disciger (Mayr, 1887)					X		X			
Acromyrmex rugosus rochai (Forel, 1904)						X	X			
Apterostigma gr. *pilosum*						X				
Apterostigma sp.2	X				X		X		X	
Basiceros disciger (Mayr, 1887)	X									
Carebara sp.1	X	X							X	
Crematogaster curvispinosa Mayr, 1862	X			X						
Crematogaster sp.1							X			
Crematogaster sp.7					X		X			
Cyphomyrmex rimosus (Spinola, 1851)	X			X	X		X		X	
Cyphomyrmex sp.1								X		
Cyphomyrmex sp.2		X								
Cyphomyrmex sp.3			X							
Hylomyrma balzani (Emery, 1894)	X			X	X	X	X		X	
Hylomyrma reitteri (Kempf, 1960)			X				X	X		
Lachnomyrmex plaumanni Borgmeier, 1957						X				
Lachnomyrmex victori Feitosa & Brandão, 2008	X									
Linepithema iniquum (Mayr, 1870)						X				
Megalomyrmex myops Santschi, 1925						X				

Megalomyrmex sp.1		X								
Monomorium pharaonis (Linnaeus, 1758)							X			
Mycetarotes senticosus Kempf, 1960									X	
Mycetophylax strigatus (Mayr, 1887)						X				
Octostruma petiolata (Mayr, 1887)		X								
Octostruma rugifera (Mayr, 1887)	X	X		X	X		X		X	
Octostruma sp.1	X									
Octostruma stenognatha (Brown e Kempf, 1960)		X				X	X		X	
Oxyepoecus myops (Albuquerque & Brandão, 2009)	X						X			
Pheidole cf. *dione*							X			
Pheidole flavens Roger, 1863		X								
Pheidole gertrudae Forel, 1886	X		X					X		
Pheidole pr. *senilis*					X		X			
Pheidole pr. sp.32				X						
Pheidole sarcina Forel, 1912	X								X	
Pheidole senilis Santschi, 1929		X								
Pheidole sospes (Forel, 1908)	X	X		X	X	X	X	X	X	
Pheidole sp.14	X				X				X	
Pheidole sp.15		X								
Pheidole sp.16			X		X		X	X		
Pheidole sp.19				X						
Pheidole sp.27					X					
Pheidole sp.29							X	X		
Pheidole sp.31							X			
Pheidole sp.32						X				
Pheidole sp.36					X		X			
Pheidole sp.38									X	

*Ph*eidole sp.39						X				
Pheidole sp.43						X				
Pheidole sp.5						X				
Pheidole sp.9					X		X			
Pheidole sp.44		X								
Pheidole sp.45	X									
Pheidole sp.46				X						
Pheidole subarmata (Mayr,1884)				X	X	X	X			
Pheidole triconstricta Forel, 1886		X	X					X	X	
Rogeria germaini Emery, 1894	X								X	
Solenopsis sp.2	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
Solenopsis sp.3	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
Solenopsis sp.4	X	X		X	X		X	X	X	
Solenopsis sp.7	X								X	
Solenopsis sp.8	X	X							X	
Solenopsis sp.9		X								
Solenopsis sp.10				X						
Solenopsis sp.11	X									
Strumigenys schmalzi (Emery, 1906)					X					
Strumigenys cosmostela (Kempf, 1975)	X				X		X	X		
Strumigenys crassicornis (Mayr, 1887)	X			X			X		X	
Strumigenys denticulata (Mayr, 1887)	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
Strumigenys eggersi Emery, 1890	X									
Strumigenys elongata Roger, 1863	X			X		X				
Strumigenys louisianae Roger, 1863	X	X	X						X	
Strumigenys reticeps (Kempf, 1969)							X			
Strumigenys sanctipauli (Kempf, 1958)				X		X	X			
Wasmannia affinis (Santschi, 1929)	X			X	X	X	X		X	

Ponerinae										**19**
Anochetus altisquamis Mayr, 1887	X									
Hypoponera foreli (Mayr, 1887)	X			X						
Hypoponera sp.1			X	X	X	X	X	X		
Hypoponera sp.10						X	X			
Hypoponera sp.12						X				
Hypoponera sp.3	X									
Hypoponera sp.4	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
Hypoponera sp.7		X	X		X		X	X		
Hypoponera sp.8					X		X			
Hypoponera sp.9		X								
Hypoponera sp.13		X								
Hypoponera sp.14				X						
Hypoponera sp.15	X									
Odontomachus affinis Guérin-Menéville, 1844		X								
Odontomachus meinerti (Bolton, 1995)	X	X	X		X			X		
Pachycondyla harpax (Fabricius, 1804)	X			X	X				X	
Pachycondyla sp.2					X					
Pachycondyla striata (Smith, 1858)					X		X			
Rasopone ferruginea (Smith, 1858)	X									
Proceratiinae										**1**
Discothyrea sexarticulata (Borgmeier, 1954)	X	X		X			X			
Pseudomyrmecinae										**1**
Pseudomyrmex phyllophilus Smith, 1858				X						
Total Geral (riqueza)	48	34	16	38	39	30	49	18	33	**125**