



JOÃO PEDRO CARVALHO BORGES

**COOCORRÊNCIA ENTRE ESPÉCIES DE FORMIGAS EM EUCALIPTAIS E
VEGETAÇÃO NATIVA NUMA REGIÃO DE TRANSIÇÃO ENTRE CERRADO-
MATA ATLÂNTICA**

LAVRAS-MG

2022

JOÃO PEDRO CARVALHO BORGES

**COOCORRÊNCIA ENTRE ESPÉCIES DE FORMIGAS EM EUCALIPTAIS E
VEGETAÇÃO NATIVA NUMA REGIÃO DE TRANSIÇÃO ENTRE CERRADO-
MATA ATLÂNTICA**

Monografia apresentada à
Universidade Federal de Lavras,
como parte das exigências do Curso
de Engenharia Florestal, para a
obtenção do título de Bacharel.

Prof. Dr. Ronald Zanetti Bonetti Filho

Orientador

Kênia Aparecida dos Santos

Olívia Carolina Tonussi da Silva

Coorientadoras

LAVRAS-MG

2022

RESUMO

A substituição de florestas nativas por atividades agropecuária causa uma simplificação dos habitats, ocasionando a fragmentação da paisagem e perda de biodiversidade. As paisagens são cada vez mais ocupadas por uma matriz de monocultivos e pastagens com algumas porções de remanescentes nativos. Com isso, faz-se necessário estudar o grau de conservação destes ambientes perturbados. A mirmecofauna apresenta alta responsividade às alterações ambientais e é utilizada como bioindicadores. Este trabalho investiga os padrões de coocorrência entre espécies de formigas em fragmentos de vegetação nativa e eucaliptais, numa paisagem fragmentada no ecótono Cerrado-Mata Atlântica, bem como a relação destes padrões com a composição da paisagem em que estão inseridas. Definiu-se pontos de coletas destes insetos distribuídas em transectos no interior de eucaliptais e em fragmentos florestais nativos, através da instalação de armadilhas em dois estratos: arbóreo e epigeico. A paisagem do entorno de cada transecto foi mapeada e categorizada em classes de uso do solo, para a verificação da influência destas nos padrões das comunidades de formigas. Algumas espécies coletadas tiveram relações positivas e/ou negativas para coocorrência, sendo que algumas se destacaram por apresentar maior número de associações. As classes de uso do solo apresentaram diferentes níveis de importância na presença de formigas, conforme o ambiente de coleta. Visando explicar os padrões encontrados, explorou-se os comportamentos biológicos das espécies mais significativas deste estudo, juntamente com a análise da interação dessas formigas com os diferentes tipos de composição da paisagem. Dessa forma, comprovou-se que a coocorrência é influenciada tanto pelo comportamento biológico das espécies envolvidas, como pela composição do ambiente.

Palavras-chave: Ecologia de Formigas, Paisagem, Composição, Conservação, Eucalipto, Floresta Natural.

ABSTRACT

The substitution of the native forests for agriculture and pastures causes simplification to the habitats, which leads to landscape fragmentation and biodiversity loss. These landscapes are increasingly occupied by a monoculture matrix and pastures with only a few portions of native remnants. Therefore, it is necessary to analyze the role of these landscapes in the species conservation. The ant fauna is highly responsive to environmental changes and they can be used to this purpose. We investigate the co-occurrence between species of ants in native and eucalypt fragments in a fractioned landscape of the Cerrado-Mata Atlântica ecotone, as well as how these patterns relate to the composition of the landscape in which they are found. Collection points were defined for these insects and distributed in transects inside eucalyptus plantations and in native forest fragments, setting traps in two strata: arboreal and epigeic. The landscape around each transect was mapped and categorized in soil use class to verify their influence in the ant community patterns. Some of the collected species had positive and/or negative relations for co-occurrence and some of them stood out for presenting a higher number of associations. The classes of soil use presented different levels of importance in the presence of ants according to the environment where they were collected. In order to explain the patterns encountered, the biological behavior of the most significant species of this study were explored, along with the analysis of the interaction of these ants with the different types of landscape composition. Thereby, it has been proven that the co-occurrence is influenced by the biological behavior of the species involved as much as by the environmental composition.

Key-words: Ant Ecology, Landscape, Composition, Conservation, Eucalypt, Natural Forest.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	5
2 REFERENCIAL TEÓRICO	6
2.1 Cerrado, Mata Atlântica e monocultura do eucalipto	6
2.2 Fragmentação da Paisagem	9
2.3 Ecologia de formigas em sistemas fragmentados	10
2.4 Coocorrência em estudos de ecologia	12
3 MATERIAL E MÉTODOS	14
3.1 Área de estudo	14
3.2 Desenho Amostral	14
3.3 Coleta de dados	14
3.4 Coleta das variáveis da paisagem	15
3.5 Análise dos dados	15
4. RESULTADOS	16
4.1 <i>Coocorrência de espécies de formigas</i>	16
4.2 <i>Influência da composição da paisagem na presença de formigas</i>	19
5 DISCUSSÃO	21
5.1 <i>Coocorrência entre as espécies de formigas</i>	21
5.2 <i>Influência da composição da paisagem na presença de formigas</i>	22
6 CONCLUSÃO	23
REFERÊNCIAS	24

1 INTRODUÇÃO

A fragmentação da paisagem nos biomas brasileiros tem aumentado principalmente por consequência do avanço da agricultura (BARBIER, 2004; LEPERS et al., 2005), causando a redução da biodiversidade nos ecossistemas (MCGARIGAL, 2015), sobretudo nos biomas tropicais do Cerrado e da Mata Atlântica que estão entre os hotspots mundiais de biodiversidade (SCHMITZ et al., 2015; ARAUJO; KOMONEN; LOPES-ANDRADE, 2015; MORAES; MELLO; TOPPA, 2017).

Áreas antes ocupadas por vegetação nativa estão cada vez mais dando lugar aos monocultivos, gerando uma simplificação dos ecossistemas, em que somente algumas manchas de vegetação original do bioma permanecem (MYERS et al., 2000). Com diferentes formas e tamanhos, estes fragmentos nativos apresentam graus de isolamento distintos, impactando negativamente no fluxo entre espécies destes biomas antropizados (FAHRIG, 2003; MILLIGAN et al., 2016). A fragmentação das florestas tem múltiplos efeitos sobre a biota, podendo alterar a composição e diversidade das comunidades e ocasionar a mudança de processos ecológicos em função do isolamento e da disponibilidade de recursos do fragmento (VASCONCELOS 2006, FOLEY et al., 2005; PETCHEY; GASTON, 2006). Com isso, as funções ecológicas são comprometidas (FOLEY et al., 2005; PETCHEY; GASTON, 2006) e as interações desses organismos em nível de comunidades e populações são alteradas, bem como a composição e ocupação das espécies (PFEIFER et al., 2014), onde alguns organismos passam a ter uma maior presença na área por serem tolerantes a distúrbios, mudando assim o dinâmica que existia no ambiente original (TABARELLI et al., 2010; SOLAR et al., 2016; DE SOUZA et al., 2017).

Muitas pesquisas foram desenvolvidas sobre a dinâmica de espécies em ambientes antropizados e várias delas utilizam formigas como indicadores. As formigas são ótimos objetos de estudo dessas pesquisas, devido a sua ampla distribuição entre os mais diversos ecossistemas terrestres, apresentando variedades de formas, diferenças extremas de tamanho, cor, pilosidade e agressividade dentro de um mesmo gênero, além da facilidade de amostra (WILSON; HÖLLDOBLER, 2005), além de variedade de comportamentos, táticas alimentares, resultando em grande diversidade ecológica. O nicho ecológico e as associações de formigas a um determinado ambiente, bem como as variedades de dieta e locais de nidificação, fazem destes insetos um grupo muito importante para o estudo e monitoramento de variáveis ecológicas em uma determinada escala de paisagem

(KASPARI; WARD; YUAN, 2004).

A maior parte dos estudos envolvendo ecologia de formiga trabalha com variáveis quantitativas, como abundância, riqueza, frequência e índices. Porém, poucos trabalhos foram desenvolvidos discutindo a variável resposta coocorrência, que permite fazer uma análise das associações par a par, aprofundando as investigações entre as espécies envolvidas nas comunidades e populações. A coocorrência de espécies nos permite analisar e correlacionar quais espécies ocorrem simultaneamente, com base em seus hábitos e nichos, em diferentes padrões de composição da paisagem, influenciada pelo grau de competição por recursos entre elas e outras presentes no ambiente (RIBAS et al., 2003).

Diante disso, o objetivo deste trabalho é estudar os padrões de coocorrência entre espécies de formigas, coletadas em dois ambientes: fragmentos de vegetação nativa e eucaliptais. Visando explicar estes padrões, explorou-se o comportamento biológico das principais espécies envolvidas nas associações de coocorrência, relacionando-os com a composição da paisagem fragmentada em que foram coletadas, em uma região antropizada no ecótono entre os biomas do Cerrado e da Mata Atlântica.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Cerrado, Mata Atlântica e monocultura do eucalipto

Classificado como Savana na aceção internacional, o Cerrado brasileiro é caracterizado por uma grande variedade de fitofisionomias composta por formações florestais (Cerradão, Mata Seca, Mata de Galeria e Mata Ciliar), formações savânicas (Parque de Cerrado, Cerrado stricto sensu, Palmeiral e Vereda) e formações campestres (Campo Sujo, Campo Limpo e Campo Rupestre). É o domínio que ocupa a segunda posição em área de extensão, com 22% de abrangência do território nacional, abrigando cerca de 30% da biodiversidade entre os domínios nacionais, ocupando a terceira posição neste quesito, atrás da Mata Atlântica e do domínio Amazônico. (AB'SÁBER, 2003; SANTOS et al., 2018).

A expansão da fronteira agrícola avançou significativamente sobre o Cerrado a partir de 1970 e vem se intensificando desde então (STRASSBURG et al., 2017). De acordo com dados do Ministério do Meio Ambiente (MMA) divulgados em 2010, a conversão de áreas nativas em monocultivos anuais e perenes, pastagens plantadas e outros usos, causou uma

perda de mais da metade da vegetação original do Cerrado brasileiro (BRASIL, 2011). Dados divulgados em 2021 pelo Instituto Chico Mendes de Biodiversidade (ICMBIO) apontam que somente 8,21% do domínio deste bioma está protegido por unidades de conservação (BRASIL, 2021). Por isso, a savana mais biodiversa do planeta, o Cerrado, é considerado um dos 25 ecossistemas mais ameaçados do planeta (MYERS et al., 2000).

O domínio da Mata Atlântica brasileira é composto por formações florestais como Floresta Ombrófila Densa, Floresta Ombrófila Mista e Floresta Estacional Semidecídua, abrangendo também ecossistemas ao longo do litoral como a Restinga e Manguezais (RIZZINI, 1997; VELOSO; RANGEL; LIMA, 1991), ocupa uma área de 15% do território nacional e abriga uma das maiores biodiversidades do mundo, comparáveis as da Amazônia, superando até mesmo alguns continentes em riqueza biológica. Também apresenta alto grau de endemismo tanto para flora quanto para fauna, estimado em 8.000 espécies endêmicas (RIBEIRO et al., 2009). Dessa forma, a Mata Atlântica é considerada, assim como o Cerrado um dos hotspots mundiais de biodiversidade (MYERS et al., 2000).

A cobertura original da Mata Atlântica sofreu perdas enormes devido ao alto grau de ocupação antrópica, pois nela estão contidas as principais atividades econômicas e a maior população humana do país, restando apenas 7,91% da cobertura original (JENKINS; PIMM, 2006). As unidades de conservação que protegem este bioma abrangem somente 2% do seu domínio (BERNARD; MELO; PINTO, 2011).

A partir da década de 60 observou-se uma grande expansão no cultivo de *Eucalyptus* ssp. em solo nacional, transformando o Brasil no maior exportador de celulose do mundo (IBA, 2019), o que ocorreu em função de incentivos governamentais de Políticas Públicas provenientes do Governo Federal que influenciaram na balança comercial do país. Especificamente de 1965 a 1987, podia-se usar o programa federal de incentivos fiscais e, mais recentemente, através do (Decreto nº 3.420/2000, Brasil, 2000) foi criado o Programa Nacional de Florestas (PNF) do Ministério do Meio Ambiente (MMA). Tais ações culminaram no crescimento de áreas plantadas e no aumento da produção e exportação de papel e celulose, madeira e mobiliários e em 2005 observou-se um crescimento constante nas áreas plantadas no Brasil. A partir de 2011 ocorreu uma desaceleração desse crescimento motivado por restrições a empresas com capital estrangeiro, simultaneamente com a previsão de mudanças iminentes no Código Florestal Brasileiro, o que gerou incertezas e instabilidade no mercado. Logo em 2013 o cenário se reverteu e o cultivo de eucalipto voltou a crescer (MOLEDO et al., 2016).

Em informações mais recente divulgadas pela Indústria Brasileira de Árvores (IBA, 2021), a área plantada de eucalipto saiu de 5,63 milhões em 2015 para 7,47 milhões de hectares, representando 78% do total de área de árvores plantadas, com destaque para os estados de Minas Gerais, São Paulo e Mato Grosso do Sul, nos domínios de boa parte do Cerrado e da Mata Atlântica (IBA, 2021).

A implantação de eucaliptais é um fator que leva a simplificação dos ecossistemas resultando em efeitos negativos para a biota nativa, devido à baixa diversidade de espécies vegetais, uma vez que ocorre diferença na disponibilidade de recursos nestes ambientes (COPATTI; DAUDT, 2009). A serrapilheira compõe a camada mais superficial do solo, sua presença viabiliza a existência de grande variedade de nichos para a fauna e microrganismos, que são tidos como responsáveis por muitas funções no equilíbrio e dinâmica do ambiente, capaz de controlar a ciclagem de nutrientes naturalmente incorporadas ao solo. Portanto, sua incorporação está relacionado à atividade dos agentes decompositores e, conseqüentemente, ao grau de perturbação dos ecossistemas (BRUN et al., 2001; FIGUEIREDO FILHO et al., 2005).

Em eucaliptais são encontradas serrapilheira com baixa taxa de decomposição, o que leva a uma grande concentração deste material na superfície do solo, acarretando desta forma, na produção de uma camada orgânica que apresenta qualidade nutricional baixa (ADAMS; ATTIWILL, 1986; LOUZADA; SCHOEREDER; DE MARCO, 1997). Em alguns casos pode ocorrer efeitos alelopáticos, causando o acúmulo de fitotoxinas no solo, empobrecendo e comprometendo assim, a sua capacidade de fertilização e conseqüentemente, causa a redução da biodiversidade em plantações de *Eucalyptus* devido ao uso contínuo desta monocultura (ZHANG; FU, 2009; CHU et al., 2014). Essas características acarretam em baixa diversidade de espécies vegetais, já que ocorre discrepância na disponibilidade de nutrientes, além de comprometer o desenvolvimento de novas plântulas devido a camada espessa da serrapilheira formada nestes ambientes (COPATTI; DAUDT, 2009).

Outro fator a ser considerado em áreas ocupadas pelo monocultivo do eucalipto, é a variação da quantidade de energia luminosa, pois ela influencia diretamente as repostas dos vegetais às condições ambientais, podendo influenciar de forma positiva ou negativa a instalação de plântulas, sendo que sua variação também é responsável por proporcionar grande diversidade de micro-habitat na floresta (GALVANI; LIMA, 2014).

2.2 Fragmentação da Paisagem

Em escala global, o avanço das atividades antrópicas sobre os habitats naturais é uma realidade preocupante, com expansão significativa nas últimas décadas (DE BELLO et al., 2010; LANDIS et al., 2008) de maneira que as áreas cultivadas já ocupam mais de 1,53 bilhões de hectares da superfície terrestre (FOLEY et al., 2011). Entre 2000 e 2010, aproximadamente 13 milhões de hectares de florestas primárias e secundárias em todo o mundo foram convertidos para outros usos, ou desapareceram devido a causas naturais e, apesar de um declínio registrado nas taxas de desmatamento, o valor continua alarmante (FOLEY et al., 2011).

Uma das consequências das ações antrópicas é a fragmentação da paisagem, que embora também ocorra naturalmente, como em regiões de transição entre fisionomias, é severamente acentuada pela intervenção humana, levando a substituição dos ecossistemas nativos em áreas para empreendimentos agropecuários, industriais, urbanísticas e de infraestrutura viária. Essas alterações na paisagem resultam em mosaicos com fragmentos florestais, com diferentes formas e tamanhos, muitas vezes desconectadas, em meio a matrizes não florestais (LAURANCE, 2008; EWERS; DIDHAM, 2006).

A formação de bordas, faixas influenciadas por dois ou mais tipos de ambientes, em contato ou em transição (FRANÇA; MARINI, 2009; FAHRIG, 2003), diferentemente da sua ocorrência natural em que se dá pela descontinuidade entre porções florestadas e não florestadas, ocorre em maior quantidade em ambientes perturbados por ação antrópica, levando ao agravamento do efeito de borda, em que a faixa de transição dos fragmentos não suporta a mesma biodiversidade do que em seu interior (LAURANCE, 2008).

O entorno de um fragmento florestal nativo pode promover uma continuidade, propiciando a conectividade entre habitats, ou pode funcionar como uma barreira de transição, prejudicando e restringindo a circulação de espécies (FAHRIG, 2003). Conseqüentemente, a composição das espécies nativas será impactada em diferentes níveis, conforme o tamanho e o grau de isolamento dos habitats remanescentes (FAHRIG, 2003; LAURANCE, 2008).

A maioria das áreas remanescentes de florestas tropicais já se encontram na forma de fragmentos isolados, levando à perda significativa de biodiversidade, pois as interações e o fluxo gênico entre as espécies são reduzidos, de modo a comprometer o equilíbrio ecológico e levando a alterações nos padrões das populações e comunidades dos organismos (PHILPOTT et al., 2008; HOPWOOD et al., 2015).

As mudanças dramáticas no uso da terra, afetam diretamente os organismos que necessitam de serrapilheira para desenvolver suas atividades biológicas, devido à baixa diversidade vegetal, além de óleos essenciais de baixa palatabilidade nas folhas presentes (FERREIRA; MARQUES, 1998). Com isso, é impossível estimar o número de espécies que estão sendo extintas em muitos ambientes, já que o número de espécies presentes também não é conhecido em sua totalidade (PHILPOTT et al., 2008).

2.3 Ecologia de formigas em sistemas fragmentados

As formigas são animais invertebrados eussociais que fazem parte da ordem Hymenoptera da família Formicidae e são consideradas dominantes nos ecossistemas terrestres, estimadas em mais de 20 mil espécies, segundo Hölldobler & Wilson (1990), porém, aproximadamente 16 mil são relatadas na literatura, divididas em 17 subfamílias e subdivididas em 336 gêneros (AntWeb 2022). Por serem encontradas em abundância, ampla distribuição e apresentarem grande diversidade de comportamentos, elas estão adaptadas a diversos estratos da vegetação além do solo, sendo indispensáveis na prestação de serviços ecológicos (HÖLLDOBLER; WILSON, 1990; PODGAISKI; DE SOUZA MENDONÇA; PILLAR, 2011).

A região Neotropical é considerada a de maior diversidade do mundo, abrigando a maior porção de espécies e gêneros da fauna e flora, e conseqüentemente o maior número de espécies de formigas do planeta (WILSON et al., 2010). No território brasileiro são relatadas cerca de 2.500 espécies de formigas (BACCARO et al. 2015), sendo a Amazônia e Mata Atlântica os biomas que abrigam e dão aporte ao maior número de espécies endêmicas (DELABIE J. H. C.; AGOSTI D.; NASCIMENTO I. C., 2000; MORELLATO; HADDAD, 2000).

Estes invertebrados exibem comportamentos biológicos distintos e uma vasta pluralidade de formas e dimensões, apresentando grande diferença no que tange a cor, pilosidade e agressividade em um mesmo gênero (SILVESTRE, 2000). Elas habitam a maior parte das áreas terrestres, desde nichos em maior profundidade no solo até a copa de algumas espécies de árvores, além da capacidade de utilizar detritos biológicos, como troncos podres, galhos caídos e as folhas da serrapilheira para construir seus ninhos, de modo que a mirmecofauna seja diversa em suas estratégias, podendo ser especialistas ou generalistas conforme a relação histórico/evolutiva com o ambiente em que ocorrem (DE SOUZA-CAMPANA et al., 2017). Algumas espécies de formiga podem apresentar

comportamento arborícolas, enquanto outras vivem estritamente no interior do solo (HOLLDÖBLER; WILSON, 1990; DE SOUZA-CAMPANA et al., 2017).

A diversidade de formigas no ambiente está interligada com a complexidade estrutural do mesmo (LEAL; FERREIRA; FREITAS, 1993; RIBAS et al., 2003). A determinação de parâmetros ecológicos para estes organismos vão depender de muitos fatores, como do clima (temperatura e precipitação), período de coleta (como viés metodológico, já que o forrageamento da mirmecofauna pode ocorrer em diferentes momentos ao longo de um dia) e particularidades do habitat, como no caso de alterações na estrutura da vegetação original (ALBUQUERQUE; DIEHL, 2009), comumente relacionados à fragmentação da paisagem por intervenção humana, acarretando em alterações nos padrões de espécies de formigas (VASCONCELOS; VILHENA; CALIRI, 2000).

Locais com grande biodiversidade evidenciam circunstâncias mais adequadas para o estabelecimento de uma ampla variedade de formigas, justamente por disponibilizar grande variedade de recursos, espaços para nidificação, microclimas e interações interespecíficas, isso se comparados a ambientes menos diversos, como é o caso dos monocultivos (BENSON; HARADA, 1988; HÖLLDÖBLER; WILSON, 1990; REYES-LÓPEZ; RUIZ; FERNÁNDEZ-HAEGER, 2003). Dessa forma, uma baixa dominância relativa é favorecida em ambientes mais ricos e diversos, fortalecendo a integridade da comunidade. Em contrapartida, áreas mais homogêneas favorecem a dominância por uma ou poucas espécies de formigas (ALBUQUERQUE; DIEHL, 2009).

Alguns trabalhos buscam dimensionar o impacto da interferência antrópica nos ambientes usando formigas como objeto de estudo. Uma pesquisa desenvolvida por Vasconcelos et al. (2006) analisou o efeito da fragmentação florestal sobre comunidades de formigas da Amazônia, considerando dados sobre o tamanho e grau de isolamento de fragmentos, além da composição da matriz, concluiu que os fragmentos florestais de maior dimensão apresentavam um número de espécies semelhantes com a matriz, porém a riqueza e a composição foram afetadas diretamente pelo tamanho do fragmento.

Leal et al. (2012) realizaram um estudo em fragmentos de Mata Atlântica e nesta pesquisa, esclareceu que ao se tratar de formigas generalistas, a fragmentação tende a favorecer a sua sobrevivência, por serem menos sensíveis aos distúrbios da paisagem, elas conseguem recolonizar essas áreas com maior rapidez, pois estas características auxiliam sua persistência em fragmentos com menor disponibilidade de recursos. Solar et al. (2016)

buscaram compreender como os diferentes usos da paisagem influenciam nos parâmetros de riqueza e composição da comunidade de formigas, e chegaram à conclusão que em escala local, a riqueza apresentou uma relação positiva com fragmentos de floresta primária.

É possível afirmar que as formigas apresentam forte potencial como bioindicadoras do efeito de borda, já que os parâmetros de riqueza e abundância são drasticamente distintos entre áreas antropizadas e os remanescentes originais, alterando a composição da comunidade de formigas ao longo das faixas de interseção entre matriz de cultura e fragmento nativo (SUAREZ; BOLGER; CASE, 1998; PEREYRA; POL; GALETTO, 2019). Sob esta ótica, é possível desenvolver planos de conservação, através da análise correlacional da biodiversidade de formigas de uma área e a cobertura florestal presente.

A enorme extensão territorial do Brasil, bem como a grande diversidade de biomas e fitossonomias, são alguns dos fatores que fazem dos levantamentos de espécies da mirmecofauna um grande desafio, de forma que as listagens de formigas por localização ou por ecossistemas existentes são numericamente baixas e considerados insuficientes. Portanto, faz-se necessário um empenho na realização de mais levantamentos deste tipo, a fim de conhecer os padrões de diversidade, riqueza e distribuição de formigas, identificando espécies raras ou endêmicas, oportunizando ferramentas de avaliação da qualidade ambiental dos remanescentes nativos e áreas fragmentadas (ALBUQUERQUE; DIEHL, 2009; BOSCARDIN; COSTA; DELABIE, 2014).

Fica claro que a compreensão da ecologia de formigas de uma área é capaz fornecer dados que indicam de maneira consistente e atualizada o grau de impacto e/ou conservação local, bem como a vulnerabilidade a alterações climáticas, avaliando-se os efeitos causados pela implantação do cultivo de florestas plantadas e outras culturas. Sabendo que, a partir dessas informações, é possível desenvolver novas práticas de manejo com a pretensão de preservar a fauna e flora nativas, reduzindo a perda da biodiversidade (BOSCARDIN; COSTA; DELABIE, 2014).

2.4 Coocorrência em estudos de ecologia

Os estudos ecológicos buscam conhecer os padrões de uma determinada população ou comunidade, em diferentes escalas espaciais e/ou temporais. Para isso, muitas são as variáveis investigadas, tais como riqueza, diversidade, abundância, composição, dominância, frequência, entre outros (GOTELLI, 2009). Outra variável resposta que pode ser analisada em pesquisas no campo da ecologia é a coocorrência, que permite conhecer quais são as espécies que coexistem ou não em uma determinada localidade, podendo ser

explicada através dos hábitos dos organismos estudados juntamente com o ambiente em que estão inseridos (RIBAS; SCHOEREDER, 2002).

Muitas vezes, a competição por recursos apresenta o potencial de determinação das espécies que podem ou não coexistir em uma comunidade (BEGON et al., 2006), já que é considerado como um fator fundamental de organização e estrutura dos organismos, definindo boa parte do funcionamento dos processos ecológicos nos ecossistemas (GROVER, 1997). Por isso, a competição é trazida em destaque nos estudos do campo da ecologia e da busca pelos padrões de coocorrência (DAYAN; SIMBERLOFF, 2005).

A competição é normalmente dividida em dois tipos, sendo a competição explorativa definida por uso comum de algum tipo de recurso entre diferentes espécies ou indivíduos, de maneira que uma tende a restringir o consumo em detrimento da outra, mas sem que haja agressão entre elas. Já a competição por interferência é definida por comportamentos agressivos, podendo haver ameaça, combate ou uso de compostos químicos para dominar o recurso em disputa. O nível dessa interação pode variar a depender do habitat e a posição na cadeia alimentar entre os envolvidos (GOTELLI, 2009). Entre as populações de várias das espécies de formigas, a competição tem grande influência na distribuição espacial dos ninhos (HÖLLDOBLER & WILSON, 1990).

Os diferentes tipos de organismos apresentam exigências nutricionais distintas. No caso das formigas, o consumo de proteínas, carboidratos e lipídeos definem o padrão alimentar deste grupo. Dessa forma, a predação e necrofagia são responsáveis pelo suprimento de proteínas, já a obtenção dos carboidratos se dá pela ingestão de açúcares e polissacarídeos oriundos do néctar das plantas e pela excreção de outros insetos, muitas vezes caracterizando algum tipo de associação mutualística, e os lipídeos são fornecidos por variados tipos de óleos e gorduras disponíveis no ambiente (FOWLER et al., 1991; PARRA, 1991).

A heterogeneidade ambiental tende a promover uma disponibilidade variada de recursos alimentares e de nidificação, portanto suporta uma maior quantidade de indivíduos e espécies aumentando a probabilidade de coocorrência. Outro fator que favorece a coexistência de organismos é a estratégia diferenciada de explorar um mesmo tipo de recurso, como por exemplo o hábito de forrageamento noturno de algumas espécies enquanto outras apresenta comportamento diurno. Do contrário, espécies que apresentam os mesmos tipos de estratégia de uso de um mesmo recurso, estarão em competição, podendo prevalecer as espécies mais agressivas ou dominantes, diminuindo assim, a probabilidade de

coocorrência. Ambientes perturbados ou mais homogêneos, tendem a ser mais restritos quanto aos recursos disponíveis, desta forma, suporta um número menor de espécies, impactando nos padrões de coocorrência (RIBAS et al., 2003; DAYAN; SIMBERLOFF, 2005; PACHECO; VASCONCELOS, 2012).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

O trabalho foi conduzido em uma área ecotonal entre os domínios da Mata Atlântica e do Cerrado, no município de Andrelândia no estado de Minas Gerais. As coletas foram realizadas em fragmentos de floresta nativa, com predominância de fitofisionomias do Cerrado e em eucaliptais compostos de clones de *Eucalyptus grandis* x *Eucalyptus urophylla*, com idades variando entre cinco e seis anos. Essa região possui altitude média de 1.100 a 1.250 metros, com temperatura média anual de 19,75°C e a pluviosidade média de 1.600 mm por ano (AB'SÁBER, 1983; SILVA, 2012).

As áreas do entorno dos locais de coleta apresentam uma paisagem fragmentada com uso do solo composto por pastagens e pequenas áreas agrícolas voltadas para atividades da pecuária, além da vegetação nativa e monocultura do eucalipto (SILVA, 2012).

3.2 Desenho Amostral

Quatro áreas de vegetação nativa e outras quatro de eucaliptais, com distância mínima de 280 m entre si, foram selecionadas. Um transecto de 180 m de comprimento foi locado em cada área. Cada transecto tinha um ponto de amostragem a cada 20 m, para conferir independência amostral (RABELLO et al., 2018), totalizando 10 pontos de amostragem por transecto, onde as formigas foram coletadas no estrato arbóreo e epigeico.

3.3 Coleta de dados

Armadilhas de queda do tipo pitfall, compostas por potes plásticos de 750 ml e abertura de 10 cm de diâmetro, foram enterradas até que a abertura ficasse no nível do solo, para a coleta de formigas do estrato epigeico. Armadilhas idênticas foram instaladas em arbustos ou árvores a 1,5 m de altura em relação ao solo, para a coleta das formigas no estrato arbóreo (LASMAR et al., 2017). Os pitfalls continham uma substância líquida composta por água, detergente neutro 5% e sal 0,9%, ficando expostas no campo por 48 horas. As formigas coletadas foram separadas em morfoespécies, utilizando a chave de

gêneros de Palacio & Fernández (2003) e Baccaro et al. (2015), seguidas pela identificação do Dr. Jacques H. C. Delabie do laboratório de mirmecologia do CEPEC/CEPLAC. Alguns exemplares destinaram-se à coleção do Laboratório de Entomologia Florestal (Departamento de Entomologia, UFLA) e à coleção do Laboratório de Mirmecologia do Centro de Pesquisas do Cacau (CEPEC/CEPLAC), Itabuna-BA.

3.4 Coleta das variáveis da paisagem

Um buffer de 600 metros de raio, que abrange a faixa de responsividade de artrópodes ativos no solo (SCHMIDT et al., 2005; BRAAKER et al., 2014; LASMAR et al., 2017) foi estabelecido a partir do ponto central de cada transecto. Os tipos de uso de solo dentro de cada buffer foram classificados em: Vegetação Nativa, Eucalipto, Agropecuária, Água e Sem Vegetação, utilizando imagens de satélite do Bing Maps Aéreo, e a proporção da área ocupada por cada classe de uso do solo foi calculada, utilizando o software ArcGIS 10.3 (MCCARY; MINOR; WISE, 2018).

3.5 Análise dos dados

Uma matriz de presença/ausência foi construída para cada amostra. Os padrões de coocorrência foram analisados para as espécies identificadas, utilizando o pacote *cooccur* (Probabilistic Species Co-Occurrence Analysis) do programa R 4.0.5 (R Core Team 2021). A análise de coocorrência realiza correspondências par a par para cada espécie na matriz, produzindo probabilidades de ocorrência aleatória para cada par, que podem então ser usadas para detectar quando as espécies são observadas em frequências mais altas ou mais baixas do que o esperado. Os pares de espécies com ocorrência esperada <1 foram excluídos da análise. Por fim, foram criadas tabelas de combinação de coocorrência e de probabilidade de espécies de coocorrência. As associações de pares de espécies foram então classificadas como positivas, negativas ou aleatórias. As análises de coocorrência são livres de distribuição e os resultados podem ser interpretados como valores de p (GRIFFITH; VEECH; MARSH, 2016).

Para verificar a coocorrência de espécies separamos os dados em três subconjuntos. O subconjunto total é composto por dados de presença e ausência de formigas dos oito transectos (vegetação nativa e eucaliptais); o subconjunto nativa, composto por dados de presença e ausência de quatro transectos de vegetação nativa; e o subconjunto eucalipto, composto por dados de presença e ausência de quatro transectos de eucaliptais.

Um DistLM (modelo linear baseado em distância) foi utilizado para verificar a influência das variáveis da paisagem na composição das formigas, considerando os dados de presença e ausência no software Primer versão 6.0 PERMANOVA+. Essa análise multivariada testa a relação entre preditores categóricos ou contínuos e a matriz baseada em distância de similaridade (a variável de resposta) por meio de particionamento de variância com base em modelos de regressão simples ou múltiplos. Primeiro criamos uma matriz triangular usando os dados de presença e ausência das espécies nos pontos de coleta, como índice de distância. Posteriormente, criamos uma matriz com os dados de proporções em diferentes usos da paisagem. Em seguida, testamos a influência das proporções das cinco dimensões de variáveis da paisagem (Vegetação Nativa, Eucalipto, Agropecuária, Água e Sem Vegetação) na comunidade de espécies de formigas desses ambientes por meio de testes condicionais e parciais (ANDERSON; GORLEY; CLARKE, 2008).

Foram geradas então, três análises de DistLM, sendo uma para os dados totais (área de coleta em vegetação nativa e eucaliptal), outra para os quatro transectos em vegetação nativa e uma para os quatro transectos em eucaliptais, considerando a composição da paisagem num raio de 600 metros a partir do ponto central de cada transecto, classificadas nos cinco tipos de cobertura do solo, sendo possível determinar a influência que cada um dos tipos de classe de solo tem na presença das espécies de formigas coletadas, para cada uma das três análises de DistLM.

4. RESULTADOS

4.1 Coocorrência de espécies de formigas

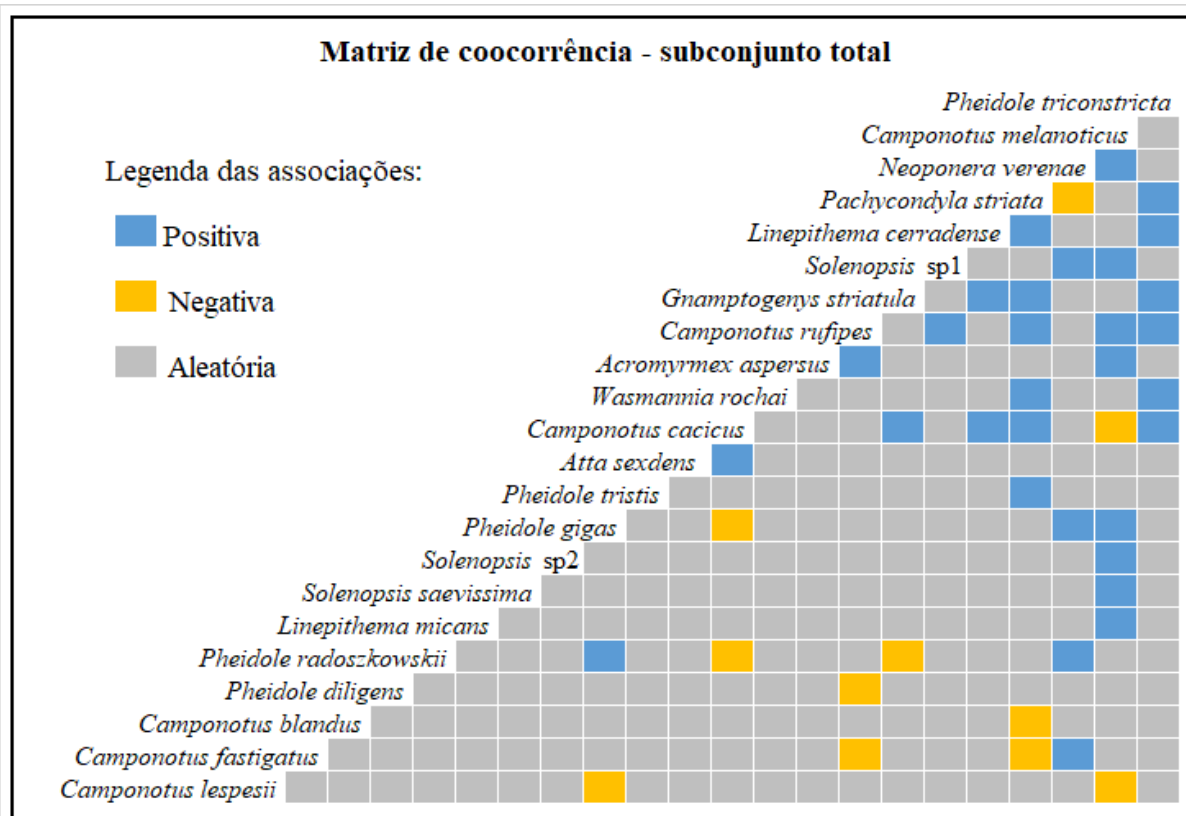
Considerando os três subconjuntos utilizados para a análise de coocorrência, 24 espécies tiveram pelo menos uma associação positiva ou negativa, sendo que 58 das 82 espécies coletadas não demonstraram nenhuma associação desses tipos, uma vez que estas não estavam presentes nos locais de coleta em número suficiente para a análise. Entende-se por associações positivas as espécies que coocorrem, enquanto que as negativas indicam as espécies que não coocorrem. As relações que aparecem como aleatórias na matriz, indicam que não foi possível determinar uma relação positiva ou negativa entre as espécies envolvidas.

Coocorrência de espécies no subconjunto total

A análise de coocorrência com dados totais (transectos de nativa e eucalipto) gerou

uma matriz com 31 associações positivas e 11 negativas, abrangendo 22 espécies de formiga (Figura 1).

Figura 1. Matriz de coocorrência de formigas resultante da análise para o subconjunto total.



Fonte: Do Autor (2022)

Pachycondyla striata, *Camponotus melanoticus*, *Camponotus cacticus*, *Camponotus rufipes*, *Pheidole triconstricta* e *Neoponera verenae* apresentaram os maiores números de associações (igual ou superior a 6). Entre as seis espécies citadas, apenas a *P. triconstricta* não apresentou nenhuma associação negativa para coocorrência. *C. melanoticus* apresentou mais coocorrências positivas, com 8 associações, enquanto *P. striata* e *C. cacticus* apresentaram os maiores números de associações negativas, ambas com 3 (Anexo - Tabela 1).

Coocorrência de espécies no subconjunto floresta nativa

A coocorrência de espécies de formigas coletadas em fragmentos de vegetação nativa gerou uma matriz com oito interações positivas e uma negativa, envolvendo oito espécies (Figura 2).

Dentre as 11 espécies de formigas que coocorreram no subconjunto eucalipto, *P. striata* e a *N. verenae* apresentaram os maiores números de associações positivas, ambas com três. A espécie *N. verenae* fez somente associações positivas e a *P. striata* apresentou também três associações negativas (Anexo - Tabela 3).

4.2 Influência da composição da paisagem na presença de formigas

Todas as categorias de cobertura do solo influenciaram significativamente a comunidade de formigas local, considerando todos os oito transectos (quatro de nativa e quatro de eucaliptal). Dentre elas, a classe Sem Vegetação apresentou a maior influência para presença de formigas, com 4,91%, seguida da área com Vegetação Nativa, com 4,48% de explicação. Áreas ocupadas com Agropecuária explicaram 3,93%, Eucalipto 3,83% e Água 3,27% (Tabela 1).

Tabela 1. Resultado da análise DistLM para transectos de vegetação nativa e eucaliptais.

Variáveis	Pseudo-F	P	Proporção
Vegetação Nativa	3,6541	0,001	4,48%
Eucaliptal	3,1088	0,001	3,83%
Agropecuária	3,1896	0,001	3,93%
Água	2,6351	0,001	3,27%
Sem Vegetação	4,0282	0,001	4,91%

Legenda: Proporção de explicação das variáveis da paisagem: vegetação nativa, eucaliptal, agropecuária, água e sem vegetação na comunidade de formigas, num ecótono Cerrado-Mata Atlântica, MG, considerando amostras coletadas em transectos de eucalipto e vegetação nativa. Pseudo-F: Valor do teste no modelo linear; p: Valor de significância do teste; Proporção de explicação de cada variável ambiental da paisagem para a comunidade de formigas.

Fonte: Do Autor (2022)

Todas as variáveis da paisagem apresentaram efeito significativo na composição de formigas dos quatro transectos montados em fragmentos de vegetação nativa, exceto a proporção de Água (Tabela 2). O percentual de explicação da Vegetação Nativa foi a maior, com 9,92%, seguida da área com Agropecuária, com 8,76%, Eucalipto, com 8,35% e por último, o percentual da classe Sem Vegetação, com 7,03%.

Tabela 2. Resultado da análise DistLM para transectos de vegetação nativa.

Variáveis	Pseudo-F	P	Proporção
Vegetação Nativa	4,1849	0,001	9,92%
Eucaliptal	3,4611	0,001	8,35%
Agropecuária	3,6443	0,001	8,76%
Água	0	1	0
Sem Vegetação	2,8743	0,001	7,03%

Legenda: Proporção de explicação das variáveis da paisagem: vegetação nativa, eucaliptal, agropecuária, água e sem vegetação na comunidade de formigas, num ecótono Cerrado-Mata Atlântica, MG, considerando amostras coletadas em transectos de vegetação nativa. Pseudo-F: Valor do teste no modelo linear; p: Valor de significância do teste; Proporção de explicação de cada variável ambiental da paisagem para a comunidade de formigas.

Fonte: Do Autor (2022)

Todas as proporções da paisagem foram significativas para os transectos de eucaliptais (Tabela 3). A porcentagem de explicação das áreas com Eucalipto foi de 9,97%, seguido da área composta por Agropecuária, com 9,58%. A classe Sem Vegetação explicou 9,06% da composição da comunidade de formigas, a Vegetação Nativa apresentou 7,89% de relevância e a proporção de Água foi 5,21%.

Tabela 3. Resultado da análise DistLM para transectos de eucaliptais.

Variáveis	Pseudo-F	P	Proporção
Vegetação Nativa	3,254	0,001	7,89%
Eucaliptal	4,2078	0,001	9,97%
Agropecuária	4,0246	0,001	9,58%
Água	2,0883	0,008	5,21%
Sem Vegetação	3,7858	0,001	9,06%

Legenda: Proporção de explicação das variáveis da paisagem: vegetação nativa, eucaliptal, agropecuária, água e sem vegetação na comunidade de formigas, num ecótono Cerrado-Mata Atlântica, MG, considerando amostras coletadas em transectos em eucaliptais. Pseudo-F: Valor do teste no modelo linear; p: Valor de significância do teste; Proporção de explicação de cada variável ambiental da paisagem para a comunidade de formigas.

Fonte: Do Autor (2022)

5 DISCUSSÃO

5.1 Coocorrência entre as espécies de formigas

A maioria das formigas que apresentou coocorrência estava presente em mais de um dos três subconjuntos, reforçando a importância dessas espécies na comunidade de formigas em que a pesquisa foi realizada. Com base na ecologia dessas espécies, juntamente com as variáveis ambientais, buscou-se explicar esses padrões encontrados.

Pheidole triconstricta é muito abundante no Cerrado, tanto em áreas antropizadas quanto em áreas conservadas (SUGUITURU et al., 2015) o que pode justificar os elevados números de associações exclusivamente positivas para os três subconjuntos. Essa espécie foi uma das três espécies encontradas em todos os 29 pontos de coleta espalhados por todo o domínio do Cerrado brasileiro, indicando que esta consegue coexistir com outras formigas (VASCONCELOS et al., 2018).

Pachycondyla striata se associou positivamente com *P. triconstricta* e *C. rufipes*, em todos os subconjuntos, com *C. cacticus* nos subconjuntos total e eucalipto e se associou negativamente com *N. verenae* no subconjunto total. Essa associação negativa entre *P. striata* e *N. verenea* pode ser explicada por ambas serem generalistas, predadoras e necrófagas (DELABIE et al., 2015; SUGUITURU et al., 2015), podendo gerar disputa por recurso alimentar, ocasionando a prevalência entre uma delas. A interação positiva entre *P. striata* com *C. cacticus* e *C. rufipes* pode estar relacionada ao hábito arborícola comum das espécies do gênero *Camponotus* (DELABIE et al., 2015; SUGUITURU et al., 2015), em contrapartida ao hábito de forrageamento em solo da *P. striata* (DELABIE et al., 2015; SUGUITURU et al., 2015), de maneira que estas espécies não disputam o mesmo nicho, podendo coocorrer em uma mesma área.

Camponotus melanoticus é uma espécie abundante, especialista de árvore e com hábito noturno (DELABIE et al., 2015), o que pode explicar as associações positivas com as espécies *Neoponera verenae* (subconjunto total) e *Camponotus rufipes* (subconjuntos total e nativa), que não apresentam hábitos de forrageamento e nidificação estritamente arborícolas (DELABIE et al., 2015; MARTINS; SCHMIDT, 2019; SUGUITURU et al., 2015), possibilitando a ocupação destas numa mesma área. O gênero *Camponotus* costuma apresentar comportamentos agressivos e territorialistas quanto aos recursos disponíveis nas árvores (SANTOS; JUNIOR; REIS, 2019). Pode-se então, justificar a associação negativa entre *C. melanoticus* com a *C. cacticus* para o subconjunto total, em que ambas são espécies arborícolas, podendo habitar e forragear no mesmo habitat (SANTOS; JUNIOR; REIS,

2019; DELABIE et al., 2015), além disso, a *C. cacicus* é geralmente menos abundante que a *C. melanoticus* (DELABIE et al., 2015), essas características ajudam a explicar o resultado de não coocorrência entre essas espécies, pois existe uma tendência de sobreposição por disputa de recursos.

5.2. Influência da composição da paisagem na presença de formigas

A paisagem fragmentada, em que a coleta foi realizada, é bastante heterogênea em sua composição nos buffers de 600 metros, apresentando cinco classes de coberturas de solo. Porém, as proporções dessas classes entre os quatro transectos montados em vegetação nativa e os quatro montados em eucaliptal são muito similares, com diferenças percentuais de 1,26% para classe Eucalipto, 0,76% para Agropecuária, 0,69% Sem Vegetação, 0,13% para Vegetação Nativa e 0,05% para a classe Água. Dessa forma, espera-se que os padrões de coocorrência se distingam entre os transectos de nativa e eucalipto, e não necessariamente por influência das proporções de cada classe de ocupação do solo destes dois grupos, já que as proporções são semelhantes.

Pode-se então, verificar uma diferença entre esses padrões de coocorrência, em que o subconjunto eucalipto apresentou quatro vezes mais associações negativas em relação ao subconjunto nativa. Este resultado pode estar relacionado a uma oferta de recursos mais homogênea nas áreas de monocultura de espécie exótica, que pode privilegiar espécies dominantes e generalistas em relação às submissas e especialistas (BENSON; HARADA, 1988; HÖLLDOBLER; WILSON, 1990; REYES-LÓPEZ; RUIZ; FERNÁNDEZ-HAEGER, 2003). Em contrapartida, os transectos de nativa podem apresentar uma variada disponibilidade recursos, além de uma relação histórico/evolutiva mais fortemente relacionada com as espécies ali presentes, suportando uma maior diversidade de formigas, diminuindo a probabilidade de encontrar associações negativas de coocorrência (ALBUQUERQUE; DIEHL, 2009).

Em relação às proporções de cobertura do solo em nível de paisagem evidenciou-se que, para o grupo total, todos os tipos de proporções foram significativos para a comunidade de formigas. Sendo a maior contribuição do percentual da classe Sem Vegetação. Observou-se que as espécies de formigas que se associaram em maior número, nesse conjunto de dados, são as encontradas em ambientes perturbados. Algumas destas, como *Camponotus rufipes* e *Pachycondyla striata*, generalistas e predadoras, respectivamente, foram encontradas em áreas urbanizadas (SUGUITURU et al., 2015) ou descritas como especialistas de habitat aberto (VASCONCELOS et al., 2018).

Nos transectos da mata nativa, a significância predominou para a maioria das classes de cobertura do solo, exceto da água, por não ter sido encontrada nos buffers de 600 metros de nenhum dos quatro transectos, o que era esperado. A classe Vegetação Nativa apresentou o maior percentual de explicação para presença das espécies de formigas, com 9,92%. Entre todos os subconjuntos, foi a que apresentou o menor número de associações negativas de coocorrência, isso pode estar relacionado ao fato de que, a vegetação nativa tem potencial para oferecer uma maior diversidade de recursos, quando comparado à monocultura do eucalipto e a áreas com maior grau de antropização, suportando uma comunidade de formigas mais complexa em suas interações (ALBUQUERQUE; DIEHL, 2009).

Todas as coberturas de solo foram significativas entre os transectos montados em eucaliptais, em que se sobressaiu com 9,97% a classe Eucalipto, como era esperado já que este foi o ambiente em que as formigas foram coletadas. A relação entre coocorrência negativa e ambiente de coleta, pode ser discutida observando que, nos eucaliptais foram encontradas quatro vezes mais associações negativas do que no ambiente nativo, reforçando a teoria da oferta mais homogênea de recursos favorecer espécies generalistas e dominantes, em prejuízo das espécies mais raras, submissas e/ou especialistas (BENSON; HARADA, 1988; HÖLLDOBLER; WILSON, 1990; REYES-LÓPEZ; RUIZ; FERNÁNDEZ-HAEGER, 2003).

6 CONCLUSÃO

As diferenças na coocorrência de espécies de formigas entre fragmentos nativos e eucaliptais, reforçam a relação entre comunidades de formigas e composição do ambiente que estão inseridas.

Apesar de áreas cultivadas com eucalipto abrigarem espécies de formigas nativas, pode-se concluir que associações negativas de coocorrência são mais prováveis nesse ambiente, quando comparadas aos fragmentos florestais nativos, pois os habitats mais homogêneos oferecidos pelos eucaliptais favorecem a permanência de formigas com características generalistas e dominantes, dificultando ou impedindo a persistência de espécies mais submissas e especialistas.

Este trabalho demonstrou a influência da composição da paisagem na presença das espécies de formigas, bem como para os padrões de coocorrência encontrados, partindo da explicação de alguns destes padrões através da biologia das espécies com maior número de associações. Muitos dos padrões de coocorrência podem ser explicados a partir da ecologia das espécies envolvidas, mas também deve-se considerar a composição da paisagem em que

estão inseridas, justificando mais estudos sobre a biologia das espécies de formigas.

REFERÊNCIAS

AB'SÁBER, A. N. **O domínio dos cerrados: introdução ao conhecimento**. Revista do Serviço Público, Brasília, v. 111, n. 4, p. 41-55, 1983.

AB'SÁBER, A. N. **Os domínios de natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas**. Natureza, 2003.

ADAMS, M. A.; ATTIWILL, P. M. **Nutrient cycling and nitrogen mineralization in eucalypt forests of south-eastern Australia - II. Indices of nitrogen mineralization**. Plant and Soil, v. 92, n. 3, p. 341-362, 1986.

ALBUQUERQUE, E. Z. DE; DIEHL, E. **Análise faunística das formigas epígeas (Hymenoptera, Formicidae) em campo nativo no Planalto das Araucárias, Rio Grande do Sul**. Revista Brasileira de Entomologia, v. 53, n. 3, p. 398-403, 2009.

ANDERSON, M.; GORLEY, R.; CLARKE, K. **PERMANOVA+ for PRIMER: guide to software and statistical methods PRIMER-E Ltd**, 2008.

AntWeb, 2022. **AntWeb Version 8.8**. California Academy of Science. Acesso em <<https://www.antweb.org>>. Acessado em 13 de junho 2022, 2022.

ARAUJO, L. S.; KOMONEN, A.; LOPES-ANDRADE, C. **Influences of landscape structure on diversity of beetles associated with bracket fungi in Brazilian Atlantic Forest**. Biological Conservation, v. 191, p. 659-666, 2015.

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

BARBIER, E. B. **Explaining Agricultural Land Expansion and Deforestation in Developing Countries**. American Journal of Agricultural Economics, v. 86, n. 5, p. 1347-1353, 1 dez. 2004.

BEGON, M; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecologia, De Indivíduos a Ecosistemas**. Artmed. v. 1, n. 4, 2006

BENSON, W.; HARADA, A. Y. Local diversity of tropical and temperate ant faunas (Hymenoptera, Formicidae). Acta Amazonica, v. 18, n. 3-4, p. 275-289, 1988.

BERNARD, E.; MELO, F. P. L.; PINTO, S. R. R. **Challenges and opportunities for biodiversity conservation in the Atlantic forest in face of bioethanol expansion**. Tropical Conservation Science, v. 4, n. 3, p. 267-275, 2011.

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. 3, p. 173-182, 2014.

BRAAKER, S.; GHAZOUL, J.; OBRIST, M. K.; MORETTI, M. **Habitat connectivity shapes urban arthropod communities: the key role of green roofs.** *Ecology*, v. 95, n. 4, p. 1010-1021, 2014.

BRASIL; Instituto Chico Mendes de Biodiversidade (ICMBio). Acesso em: <<https://www.gov.br/icmbio/pt-br>>. Acesso em: 15 de junho de 2022.

BRASIL; Ministério do Meio Ambiente (MMA). Acesso em: <<https://www.gov.br/mma/pt-br>>. Acesso em: 20 de junho de 2022.

BRUN, E. J.; SCHUMACHER, M. V.; VACCARO, S.; SPATHELF, P. **Relação entre a produção de serapilheira e variáveis meteorológicas em três fases sucessionais de uma floresta estacional decidual no Rio Grande do Sul.** *Revista Brasileira de Agrometeorologia*, v. 9, n. 2, p. 277-285, 2001.

CHU, C.; MORTIMER, P. E.; WANG, H.; WANG, Y.; LIU, X.; YU, S. **Allelopathic effects of Eucalyptus on native and introduced tree species.** *Forest Ecology and Management*, v. 323, p. 79-84, 2014.

COPATTI, C.; DAUDT, C. **Diversidade de artrópodes na serapilheira em fragmentos de mata nativa e Pinus elliottii (Engelm. Var elliottii).** *Ciência e Natura*, v. 31, n. 1, p. 95-113, 2009.

DAYAN, T.; SIMBERLOFF, D. **Ecological community-wide character displacement: the next generation.** *Ecology Letters*, v. 8, p. 875-894. 2005.

DE BELLO, F.; LAVOREL, S.; DÍAZ, S.; HARRINGTON, R.; CORNELISSEN, J. H. C.; BARDGETT, R. D.; BERG, M. P.; CIPRIOTTI, P.; FELD, C. K.; HERING, D.; DA SILVA, P. M.; POTTS, S. G.; SANDIN, L.; SOUSA, J. P.; STORKEY, J.; WARDLE, D. A.; HARRISON, P. A. **Towards an assessment of multiple ecosystem processes and services via functional traits.** *Biodiversity and Conservation*, v. 19, n. 10, p. 2873-2893, 2010.

DE SOUZA, J. C.; DA SILVA, R. M.; GONÇALVES, M. P. R.; JARDIM, R. J. D.; MARKWITH, S. H. **Habitat use, ranching, and human-wildlife conflict within a fragmented landscape in the Pantanal, Brazil.** *Biological Conservation*, v. 217, n. June 2017, p. 349-357, 2018.

DE SOUZA-CAMPANA, D. R.; SILVA, R. R.; FERNANDES, T. T.; SILVA, O. G. DE M.; SAAD, L. P.; MORINI, M. S. DE C. **Twigs in the Leaf Litter as Ant Habitats in Different Vegetation Habitats in Southeastern Brazil.** *Tropical Conservation Science*, v. 10, 2017.

DELABIE J. H. C.; AGOSTI D.; NASCIMENTO I. C. **Litter ant communities of the Brazilian Atlantic rain Forest region.** In: AGOSTI D.; MAJER J. D.; ALONSO L.; SCHULTZ (eds) *Sampling ground-dwelling ants: case studies from the world's rain forests.* Cap. 1. *School of Environmental Biology Bulletin*, v. 18, n. August 2014, p. 1-10, 2000.

DELABIE, J. H. C.; FEITOSA, R. M.; SERRÃO, J. E.; MARIANO, C. S. F.; MAJER, J. D. **As formigas poneromorfas do Brasil.** SciELO-Editus-Editora da UESC, 2015.

EWERS, R. M.; DIDHAM, R. K. **Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation**. Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society Cambridge University Press, 2006.

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

FERREIRA, R. L.; MARQUES, M. M. G. S. M. **A fauna de artrópodes de serrapilheira de áreas de monocultura com Eucalyptus sp. e mata secundária heterogênea**. Anais da Sociedade Entomológica do Brasil, v. 27, n. 3, p. 395-403, 1998.

FIGUEIREDO FILHO, A.; MORAES, G. F.; SCHAAF, L. B.; FIGUEIREDO, D. J. DE. **Avaliação estacional da deposição de serapilheira em uma floresta ombrófila mista localizada no sul do estado do Paraná**. Ciência Florestal, v. 13, n. 1, p. 11, 2005.

FOLEY, J. A.; DEFRIES, R.; ASNER, G. P.; BARFORD, C.; BONAN, G.; CARPENTER, S. R.; CHAPIN, F. S.; COE, M. T.; DAILY, G. C.; GIBBS, H. K.; HELKOWSKI, J. H.; HOLLOWAY, T.; HOWARD, E. A.; KUCHARIK, C. J.; MONFREDA, C.; PATZ, J. A.; PRENTICE, I. C.; RAMANKUTTY, N.; SNYDER, P. K. **Global consequences of land use** *Science American*. Association for the Advancement of Science, v. 309, n 5734, p. 570-574, 22 jul. 2005.

FOLEY, J. A.; RAMANKUTTY, N.; BRAUMAN, K. A.; CASSIDY, E. S.; GERBER, J. S.; JOHNSTON, M.; MUELLER, N. D.; O'CONNELL, C.; RAY, D. K.; WEST, P. C.; BALZER, C.; BENNETT, E. M.; CARPENTER, S. R.; HILL, J.; MONFREDA, C.; POLASKY, S.; ROCKSTRÖM, J.; SHEEHAN, J.; SIEBERT, S.; TILMAN, D.; ZAKS, D. P. M. **Solutions for a cultivated planet**. Nature, v. 478, n. 7369, p. 337–342, 2011.

FOWLER, H. G.; FORTI L, C.; BRANDÃO, C. H. R.; VASCONCELO, H.L. **Ecologia nutricional de formigas**. In: Panizzi, A. R. e Parra, J. R. P. (eds). Ecologia nutricional de insetos e suas implicações no manejo de pragas. Manole Editora Ltda. São Paulo, SP, p.131-223. 1991.

FRANÇA, L. C.; MARINI, M. A. **Teste do efeito de borda na predação de ninhos naturais e artificiais no cerrado**. Zoologia, v. 26, n. 2, p. 241-250, 2009.

GALVANI, E.; LIMA, N. G. B. DE. **Fotografias Hemisféricas Em Estudos Microclimáticos: Referencial Teórico-Conceitual e Aplicações**. Ciência e Natura, v. 36, n. 3, 2014.

GOTELLI, N.J. **Ecologia**. 4ª Ed. Editora Planta. n. 4, 2009.

Griffith, D. M; Veech, A. J; Marsh, C. J. Cooccur: Probabilistic Species Co-Occurrence Analysis in R. Journal of Statistical Software, 69 (2), 1-17; 2016.

GROVER, J. P. **Resource Competition**. Chapman & Hall, London, 1997.

HÖLLDOBLER, B.; WILSON, E.O. **The ants**. Harvard University Press, Cambridge, p. 723, 1990.

HOPWOOD, J.; BLACK, S. H.; LEE-MÄDER, E.; CHARLAP, A.; PRESTON, R.; MOZUMDER, K.; FLEURY, S. **Literature Review: Pollinator Habitat Enhancement and Best Management Practices in Highway Rights-of-Way**. The Federal Highway Administration, 1200 New Jersey Avenue, SE Washington, D.C. n. May, p. 68, 2015.

IBA. **Indústria Brasileira de Árvores**. Acesso em: <<https://iba.org/datafiles/publicacoes/relatorios/relatorioiba2019-final.pdf>>. Acesso em: 14 de julho de 2022.

IBA. **Indústria Brasileira de Árvores**. Acesso em: <<https://iba.org/datafiles/publicacoes/relatorios/relatorioiba2021-compactado.pdf>>. Acesso em: 14 de julho de 2022.

JENKINS, C.N.; PIMM, S.L. **Definindo prioridades de conservação em um Hotspot de biodiversidade global**. In: C.F.D. H.G. Rocha; Bergallo; M.V. Sluys & M.A.S. Alves (orgs.). *Biologia da Conservação: Essências*. São Carlos, RiMa, p. 41-52, 2006.

KASPARI, M.; WARD, P. S.; YUAN, M. **Energy gradients and the geographic distribution of local ant diversity**. *Oecologia*, v. 140, n. 3, p. 407-413, 4 jun. 2004.

LANDIS, D. A.; GARDINER, M. M.; VAN DER WERF, W.; SWINTON, S. M. **Increasing corn for biofuel production reduces biocontrol services in agricultural landscapes**. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 105, n. 51, p. 20552-20557, 2008.

LASMAR, C. J.; QUEIROZ, A. C. M.; RABELLO, A. M.; FEITOSA, R. M.; CANEDO-JÚNIOR, E. O.; SCHMIDT, F. A.; CUISSI, R. G.; RIBAS, C. R. **Testing the effect of pitfall- trap installation on ant sampling**. *Insectes Sociaux*, v. 64, n. 3, p. 445-451, 2017.

LAURANCE, W. F. **Theory meets reality: How habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory**. *Biological Conservation Elsevier*, 2008.

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*, 2002.

LEAL, I. R.; FERREIRA, S. D. O.; FREITAS, V. L. **Diversidade de formigas de solo em um gradiente sucessional de Mata Atlântica**, ES, Brasil Biotemas, 1993.

LEAL, I. R.; FILGUEIRAS, B. K. C.; GOMES, J. P.; IANNUZZI, L.; ANDERSEN, A. N. **Effects of habitat fragmentation on ant richness and functional composition in Brazilian Atlantic forest**. *Biodiversity and Conservation*, v. 21, n. 7, p. 1687-1701, 2012.

LEPERS, E.; LAMBIN, E. F.; JANETOS, A. C.; DEFRIES, R.; ACHARD, F.; RAMANKUTTY, N.; SCHOLLES, R. J. **A Synthesis of Information on Rapid Land-cover Change for the Period 1981-2000**. *BioScience*, v. 55, n. 2, p. 115, 2005.

LOUZADA, J. N. C.; SCHOEREDER, J. H.; DE MARCO, P. **Litter decomposition in semideciduous forest and Eucalyptus spp. crop in Brazil: A comparison.** Forest Ecology and Management, v. 94, n. 1-3, p. 31-36, 30 jun. 1997.

MARTINS, I. S.; SCHMIDT, F. A. **Efeito da cobertura florestal em nível de paisagem na diversidade beta taxonômica e funcional de assembleias de formigas no sudoeste da Amazônia brasileira.** Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais da Universidade Federal do Acre - UFAC. 219.

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. 2, p. 225-239, 2018.

MCGARIGAL, K. **Fragstats.** Fragstats, n. April, p. 1-182, 2015.

MILLIGAN, M. C.; JOHNSON, M. D.; GARFINKEL, M.; SMITH, C. J.; NJOROGE, P. **Quantifying pest control services by birds and ants in Kenyan coffee farms.** Biological Conservation, v. 194, p. 58-65, 2016.

MOLEDO, J. C.; SAAD, A. R.; DALMAS, F. B.; ARRUDA, R. de O. M.; CASADO, F. **Impactos ambientais relativos à silvicultura de eucalipto: Uma análise comparativa do desenvolvimento e aplicação no plano de manejo florestal.** Geociencias, v. 35, n. 4, p. 512-530, 2016.

MORAES, M. C. P. de; MELLO, K. de; TOPPA, R. H. **Protected areas and agricultural expansion: Biodiversity conservation versus economic growth in the Southeast of Brazil.** Journal of Environmental Management, v. 188, p. 73-84, 1 mar. 2017.

MORELLATO, L. P. C.; HADDAD, C. F. B. **The Brazilian Atlantic Forest.** Biotropica, v. 32, p. 786-792, 2000.

MYERS, N.; MITTERMELER, R. A.; MITTERMELER, C. G.; DA FONSECA, G. A. B.; KENT, J. **Biodiversity hotspots for conservation priorities.** Nature, v. 403, n. 6772, p. 853-858, 24 fev. 2000.

PACHECO, R.; VASCONCELOS, H. L. **Habitat diversity enhances ant diversity in a naturally heterogeneous Brazilian landscape.** Biodivers. Conserv. n. 21, p. 797-809, 2012

PARRA, J. R. P. **Consumo e utilização de alimentos por insetos.** In: Panizzi, A.R.; Parra, J.R.P. (Eds). Ecologia nutricional de insetos e suas implicações no manejo de pragas. Manole Editora Ltda. São Paulo, SP, p. 9-66. 1991.

PEREYRA, M.; POL, R. G.; GALETTO, L. **Ant community patterns in highly fragmented Chaco forests of central Argentina.** Austral Ecology, v. 44, n. 4, p. 668-679, 2019.

PETCHEY, O. L.; GASTON, K. J. **Functional diversity: Back to basics and looking forward.** Ecology Letters, v. 9, n. 6, p. 741-758, 2006.

PFEIFER, M.; LEFEBVRE, V.; GARDNER, T. A.; ARROYO-RODRIGUEZ, V.; BAETEN, L.; BANKS-LEITE, C.; BARLOW, J.; BETTS, M. G.; BRUNET, J.; CEREZO, A.;

CISNEROS, L. M.; COLLARD, S.; D'CRUZE, N.; DA SILVA MOTTA, C.; DUGUAY, S.; EGGERMONT, H.; EIGENBROD, F.; HADLEY, A. S.; HANSON, T. R.; HAWES, J. E.; HEARTSILL SCALLEY, T.; KLINGBEIL, B. T.; KOLB, A.; KORMANN, U.; KUMAR, S.; LACHAT, T.; LAKEMAN FRASER, P.; LANTSCHNER, V.; LAURANCE, W. F.; LEAL, I. R.; LENS, L.; MARSH, C. J.; MEDINA-RANGEL, G. F.; MELLES, S.; MEZGER, D.; OLDEKOP, J. A.; OVERAL, W. L.; OWEN, C.; PERES, C. A.; PHALAN, B.; PIDGEON, A. M.; PILIA, O.; POSSINGHAM, H. P.; POSSINGHAM, M. L.; RAHEEM, D. C.; RIBEIRO, D. B.; RIBEIRO NETO, J. D.; DOUGLAS ROBINSON, W.; ROBINSON, R.; RYTWINSKI, T.; SCHERBER, C.; SLADE, E. M.; SOMARRIBA, E.; STOUFFER, P. C.; STRUEBIG, M. J.; TYLIANAKIS, J. M.; TSCHARNTKE, T.; TYRE, A. J.; URBINA CARDONA, J. N.; VASCONCELOS, H. L.; WEARN, O.; WELLS, K.; WILLIG, M. R.; WOOD, E.; YOUNG, R. P.; BRADLEY, A. V.; EWERS, R. M. **BIOFRAG - a new database for analyzing BIOdiversity responses to forest FRAGmentation**. *Ecology and Evolution*, v. 4, n. 9, p. 1524-1537, 2014.

PHILPOTT, S. M.; ARENDT, W. J.; ARMBRECHT, I.; BICHIER, P.; DIESTCH, T. V.; GORDON, C.; GREENBERG, R.; PERFECTO, I.; REYNOSO-SANTOS, R.; SOTO-PINTO, L.; TEJEDA-CRUZ, C.; WILLIAMS-LINERA, G.; VALENZUELA, J.; ZOLOTOFF, J. M. **Biodiversity loss in Latin American coffee landscapes: Review of the evidence on ants, birds, and trees**. *Conservation Biology* John Wiley & Sons, Ltd, 2008.

PODGAISKI, L. R.; DE SOUZA MENDONÇA, M.; PILLAR, V. D. **O uso de atributos funcionais de invertebrados terrestres na ecologia: O que, como e por quê?** *Oecologia Australis*, v. 15, n. 4, p. 835-853, 2011.

R Core Team. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2021.

RABELLO, A. M.; QUEIROZ, A. C. M.; RIBAS, C. R.; LASMAR, C. J.; DOMINGOS, D. Q.; SILVA, E. A.; CANEDO-JÚNIOR, E. O.; SCHMIDT, F. A.; CUISSI, R. G.; SOLAR, R. R. C.; FEITOSA, R. M. **Cartilha para avaliação de impactos ambientais e reabilitação de áreas degradadas baseada em comunidade de formigas e suas interações com plantas**. 2018

REYES-LÓPEZ, J.; RUIZ, N.; FERNÁNDEZ-HAEGER, J. **Community structure of ground-ants: The role of single trees in a Mediterranean pastureland**. *Acta Oecologica*, v. 24, n. 4, p. 195-202, 2003.

RIBAS, C. R.; SCHOEREDER, J. H. **Are all ant mosaics caused by competition?** *Oecologia*, n. 131, p. 606-611, 2002

RIBAS, C. R.; SCHOEREDER, J. H.; PIC, M.; SOARES, S. M. **Tree heterogeneity, resource availability, and larger scale processes regulating arboreal ant species richness**. *Austral Ecology*, v. 28, n. 3, p. 305-314, 1 jun. 2003.

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. 6, p. 1141-1153, 2009.

RIZZINI, C. T. **Tratado de fitogeografia do Brasil: aspectos ecológicos, sociológicos e florísticos**. Rio de Janeiro, Âmbito Cultural, p. 747, 1997.

SANTOS, P. R.; PEREIRA, G.; CARDOZO, F. S.; RAMOS, R. C.; FERREIRA, R. C.; RESENDE, F. C.; **Análise das queimadas no cerrado e sua relação com o NDVI para os anos de 2000 a 2014**. PUBLIC KNOWLEDGE PROJECT REVISTA DE GEOGRAFIA (RECIFE). v. 35, n. 2, 2018.

SANTOS, R. G. M.; JUNIOR, A. B. V. J.; REIS, Y. T. **Árvores grandes, isoladas e exóticas afetam apenas as formigas arborícolas noturnas em um ambiente urbano**. Monografia, Universidade Federal do Sergipe - UFS. 2019.

SCHMIDT, K.; CORBETTA, R.; DE; CAMARGO, A. J. A. **Formigas (Hymenoptera: Formicidae) da Ilha João da Cunha, SC: composição e diversidade**. Biotemas, v. 18, n. 1, p. 57-71, 2005.

SCHMITZ, C.; KREIDENWEIS, U.; LOTZE-CAMPEN, H.; POPP, A.; KRAUSE, M.; DIETRICH, J. P.; MÜLLER, C. **Agricultural trade and tropical deforestation: interactions and related policy options**. Regional Environmental Change, v. 15, n. 8, p. 1757-1772, 2015.

SILVA, A. K. AB'SÁBER, AZIZ NACIB. **Os Domínios de Natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas**. Sao Paulo. Revista de Geografia (UFPE), v. 29, n. 1, p. 252-258, 2012.

SILVESTRE, R. **O Levantamento Da Fauna De Formigas Do Cerrado**. Tese, 2000.

SOLAR, R. R. de C.; BARLOW, J.; ANDERSEN, A. N.; SCHOEREDER, J. H.; BERENQUER, 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.

STRASSBURG, B. B. N.; BROOKS, T.; FELTRAN-BARBIERI, R.; IRIBARREM, A.; CROUZEILLES, R.; LOYOLA, R.; LATAWIEC, A. E.; OLIVEIRA FILHO, F. J. B.; DE SCARAMUZZA, C. A. M.; SCARANO, F. R.; SOARES-FILHO, B.; BALMFORD, A. **Moment of truth for the Cerrado hotspot**. Nature Ecology and Evolution Nature Publishing Group. v 1, n 1, p. 1-3, 2017.

SUAREZ, A. V.; BOLGER, D. T.; CASE, T. J. **Effects of fragmentation and invasion on native ant communities in coastal southern California**. Ecology, v. 79, n. 6, p. 2041-2056, 1998.

SUGUITURU, S. S.; MORINI, M. S. C.; FEITOSA, R. M. SILVA, R. R.; NUNES A. J. M.; BRANDÃO C. R. F.; MARIANO C. DOS S. F.; DE SOUZA-CAMPANA D. R.; CAMAROTA F. DE C. DELABIE J. H. C.; MELLO R. L.; PACHECO R.; MARQUES T. E. D.; DA ROCHA W. D. **Formigas do Alto Tietê**. Canal 6 editora. v. 1, n. 1, 2015

TABARELLI, M.; AGUIAR, A. V.; RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; PERES, C. A. **Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: Lessons from aging human-modified landscapes**. Biological Conservation, v. 143, n. 10, p. 2328-2340, 2010.

VASCONCELOS, H. L.; MARAVALHAS, J. B.; FEITOSA, R. M.; PACHECO, R.; NEVES, K. C.; ANDEREN, A. N. **As formigas da savana neotropical apresentam um gradiente latitudinal invertido de riqueza de espécies, com fatores climáticos refletindo a origem florestal da fauna.** *Journal of Biogeography*, v. 45, n. 1, pág. 248-258, 2018.

VASCONCELOS, H. L.; VILHENA, J. M. S.; CALIRI, G. J. A. **Responses of ants to selective logging of a central Amazonian forest.** *Journal of Applied Ecology*, v. 37, n. 3, p. 508-514, 2000.

VASCONCELOS, H. L.; VILHENA, J. M. S.; MAGNUSSON, W. E.; ALBERNAZ, A. L. K. M. **Long-term effects of forest fragmentation on Amazonian ant communities.** *Journal of Biogeography*, v. 33, n. 8, p. 1348-1356, 2006.

VELOSO, H. P.; RANGEL, A. L. R. F.; LIMA, J. C. A. **Classificação da Vegetação Brasileira, Adaptada a um Sistema Universal.** Rio de Janeiro, IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, 1991.

WILSON, E. O.; HÖLLDOBLER, B. **The rise of the ants: A phylogenetic and ecological explanation.** *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 102, n. 21, p. 7411-7414, 2005.

WILSON, E. O.; WARD, P. S.; FISHER, B. L.; TAYLOR, R. W.; WEISER, M. D.; SANDERS, N. J.; DUNN, R. R.; GUE, B.; ALONSO, L. E.; SCHULTZ, T. R.; PARR, C. L.; GIBB, H.; ROBSON, S. **Ant ecology**, 2010.

ZHANG, C.; FU, S. **Allelopathic effects of eucalyptus and the establishment of mixed stands of eucalyptus and native species.** *Forest Ecology and Management*, v. 258, n. 7, p. 1391-1396, 15 set. 2009.

ANEXO

Tabela 1. Associações de coocorrência para o subconjunto total.

Espécie	Nº de associações	Espécies associadas	Tipo de associação
<i>Camponotus melanoticus</i>	8	<i>Neoponera verenae</i>	Positiva
		<i>Solenopsis</i> sp1	Positiva
		<i>Camponotus rufipes</i>	Positiva
		<i>Acromyrmex aspersus</i>	Positiva
		<i>Pheidole gigas</i>	Positiva
		<i>Solenopsis</i> sp2	Positiva
		<i>Solenopsis saevissima</i>	Positiva
		<i>Linepithema micans</i>	Positiva
<i>Pachycondyla striata</i>	7	<i>Pheidole triconstricta</i>	Positiva
		<i>Linepithema cerradense</i>	Positiva
		<i>Gnamptogenys striatula</i>	Positiva
		<i>Camponotus rufipes</i>	Positiva
		<i>Wasmannia rochai</i>	Positiva
		<i>Camponotus cacticus</i>	Positiva
		<i>Pheidole tristis</i>	Positiva
<i>Pheidole triconstricta</i>	6	<i>Pachycondyla striata</i>	Positiva
		<i>Linepithema cerradense</i>	Positiva
		<i>Gnamptogenys striatula</i>	Positiva
		<i>Camponotus rufipes</i>	Positiva
		<i>Wasmannia rochai</i>	Positiva
		<i>Camponotus cacticus</i>	Positiva
<i>Camponotus cacticus</i>	5	<i>Gnamptogenys striatula</i>	Positiva
		<i>Linepithema cerradense</i>	Positiva
		<i>Pachycondyla striata</i>	Positiva
		<i>Pheidole triconstricta</i>	Positiva
		<i>Atta sexdens</i>	Positiva

Continuação na próxima página.

<i>Camponotus rufipes</i>	5	<i>Solenopsis</i> sp1	Positiva
		<i>Pachycondyla striata</i>	Positiva
		<i>Camponotus melanoticus</i>	Positiva
		<i>Pheidole triconstricta</i>	Positiva
		<i>Acromyrmex aspersus</i>	Positiva
<i>Neoponera verenae</i>	5	<i>Camponotus melanoticus</i>	Positiva
		<i>Solenopsis</i> sp1	Positiva
		<i>Pheidole gigas</i>	Positiva
		<i>Pheidole radoszkowskii</i>	Positiva
		<i>Camponotus fastigatus</i>	Positiva
<i>Gnamptogenys striatula</i>	4	<i>Linepithema cerradense</i>	Positiva
		<i>Pachycondyla striata</i>	Positiva
		<i>Pheidole triconstricta</i>	Positiva
		<i>Camponotus cacticus</i>	Positiva
<i>Linepithema cerradense</i>	4	<i>Pheidole triconstricta</i>	Positiva
		<i>Pachycondyla striata</i>	Positiva
		<i>Gnamptogenys striatula</i>	Positiva
		<i>Camponotus cacticus</i>	Positiva
<i>Pheidole gigas</i>	3	<i>Neoponera verenae</i>	Positiva
		<i>Camponotus melanoticus</i>	Positiva
		<i>Pheidole radoszkowskii</i>	Positiva
<i>Solenopsis</i> sp1	3	<i>Neoponera verenae</i>	Positiva
		<i>Camponotus melanoticus</i>	Positiva
		<i>Camponotus rufipes</i>	Positiva
<i>Acromyrmex aspersus</i>	2	<i>Camponotus rufipes</i>	Positiva
		<i>Camponotus melanoticus</i>	Positiva
<i>Pheidole radoszkowskii</i>	2	<i>Pheidole gigas</i>	Positiva
		<i>Neoponera verenae</i>	Positiva

Continuação na próxima página.

<i>Wasmannia rochai</i>	2	<i>Pachycondyla striata</i>	Positiva
		<i>Pheidole triconstricta</i>	Positiva
<i>Atta sexdens</i>	1	<i>Camponotus cacticus</i>	Positiva
<i>Camponotus fastigatus</i>	1	<i>Neoponera verenae</i>	Positiva
<i>Linepithema micans</i>	1	<i>Camponotus melanoticus</i>	Positiva
<i>Pheidole tristis</i>	1	<i>Pachycondyla striata</i>	Positiva
<i>Solenopsis saevissima</i>	1	<i>Camponotus melanoticus</i>	Positiva
<i>Solenopsis sp2</i>	1	<i>Camponotus melanoticus</i>	Positiva
<i>Camponotus cacticus</i>	3	<i>Camponotus melanoticus</i>	Negativa
		<i>Pheidole gigas</i>	Negativa
		<i>Pheidole radoszkowskii</i>	Negativa
<i>Pachycondyla striata</i>	3	<i>Camponotus blandus</i>	Negativa
		<i>Camponotus fastigatus</i>	Negativa
		<i>Neoponera verenae</i>	Negativa
<i>Camponotus lespesii</i>	2	<i>Camponotus melanoticus</i>	Negativa
		<i>Pheidole gigas</i>	Negativa
<i>Camponotus melanoticus</i>	2	<i>Camponotus cacticus</i>	Negativa
		<i>Camponotus lespesii</i>	Negativa
<i>Camponotus rufipes</i>	2	<i>Camponotus fastigatus</i>	Negativa
		<i>Pheidole diligens</i>	Negativa
<i>Pheidole gigas</i>	2	<i>Camponotus cacticus</i>	Negativa
		<i>Camponotus lespesii</i>	Negativa
<i>Pheidole radoszkowskii</i>	2	<i>Camponotus cacticus</i>	Negativa
		<i>Gnamptogenys striatula</i>	Negativa
<i>Gnamptogenys striatula</i>	1	<i>Pheidole radoszkowskii</i>	Negativa
<i>Neoponera verenae</i>	1	<i>Pachycondyla striata</i>	Negativa

Fonte: Do Autor (2022)

Tabela 2. Associações de coocorrência para o subconjunto nativa.

Espécie	Nº de associações	Espécies associadas	Tipo de associação
<i>Camponotus melanoticus</i>	3	<i>Camponotus rufipes</i>	Positiva
		<i>Pheidole fallax</i>	Positiva
		<i>Solenopsis sp1</i>	Positiva
<i>Pachycondyla striata</i>	3	<i>Camponotus rufipes</i>	Positiva
		<i>Gnamptogenys striatula</i>	Positiva
		<i>Pheidole triconstricta</i>	Positiva
<i>Camponotus rufipes</i>	2	<i>Camponotus melanoticus</i>	Positiva
		<i>Pachycondyla striata</i>	Positiva
<i>Gnamptogenys striatula</i>	2	<i>Pachycondyla striata</i>	Positiva
		<i>Pheidole triconstricta</i>	Positiva
<i>Pheidole fallax</i>	2	<i>Camponotus melanoticus</i>	Positiva
		<i>Solenopsis sp1</i>	Positiva
<i>Pheidole triconstricta</i>	2	<i>Gnamptogenys striatula</i>	Positiva
		<i>Pachycondyla striata</i>	Positiva
<i>Solenopsis sp1</i>	2	<i>Camponotus melanoticus</i>	Positiva
		<i>Pheidole fallax</i>	Positiva
<i>Camponotus cacticus</i>	1	<i>Camponotus rufipes</i>	Negativa
<i>Camponotus rufipes</i>	1	<i>Camponotus cacticus</i>	Negativa

Fonte: Do Autor (2022)

Tabela 3. Associações de coocorrência para o subconjunto eucalipto.

Espécie	Nº de associações	Espécies associadas	Tipo de associação
<i>Camponotus rufipes</i>	3	<i>Pachycondyla striata</i>	Positiva
		<i>Pheidole prox logiseta</i>	Positiva
		<i>Pheidole triconstricta</i>	Positiva
<i>Neoponera verenae</i>	3	<i>Camponotus fastigatus</i>	Positiva
		<i>Pheidole diligens</i>	Positiva
		<i>Pheidole gigas</i>	Positiva
<i>Pachycondyla striata</i>	3	<i>Camponotus cacticus</i>	Positiva
		<i>Camponotus rufipes</i>	Positiva
		<i>Pheidole triconstricta</i>	Positiva
<i>Camponotus fastigatus</i>	2	<i>Camponotus blandus</i>	Positiva
		<i>Neoponera verenae</i>	Positiva
<i>Pheidole triconstricta</i>	2	<i>Camponotus rufipes</i>	Positiva
		<i>Pachycondyla striata</i>	Positiva
<i>Camponotus blandus</i>	1	<i>Camponotus fastigatus</i>	Positiva
<i>Camponotus cacticus</i>	1	<i>Pachycondyla striata</i>	Positiva
<i>Pheidole diligens</i>	1	<i>Neoponera verenae</i>	Positiva
<i>Pheidole gigas</i>	1	<i>Neoponera verenae</i>	Positiva
<i>Pheidole prox logiseta</i>	1	<i>Camponotus rufipes</i>	Positiva
<i>Pachycondyla striata</i>	3	<i>Camponotus blandus</i>	Negativa
		<i>Camponotus fastigatus</i>	Negativa
		<i>Pheidole prox logiseta</i>	Negativa
<i>Camponotus blandus</i>	1	<i>Pachycondyla striata</i>	Negativa
<i>Camponotus fastigatus</i>	1	<i>Pachycondyla striata</i>	Negativa

Continuação na próxima página.

<i>Camponotus rufipes</i>	1	<i>Pheidole diligens</i>	Negativa
<i>Linepithema micans</i>	1	<i>Pachycondyla striata</i>	Negativa
<i>Pheidole diligens</i>	1	<i>Camponotus rufipes</i>	Negativa

Fonte: Do Autor (2022)