



**JONAS JOSÉ MENDES AGUIAR**

**O IMPACTO DA SILVICULTURA NA DIVERSIDADE E GRUPOS  
FUNCIONAIS DE FORMIGAS NO CERRADO**

**LAVRAS - MG**

**2022**

**JONAS JOSÉ MENDES AGUIAR**

**O IMPACTO DA SILVICULTURA NA DIVERSIDADE E GRUPOS  
FUNCIONAIS DE FORMIGAS NO CERRADO**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Entomologia, área de concentração em entomologia para a obtenção do título de Doutor.

Profa. Dra. Carla Rodrigues Ribas

Orientadora

Prof. Dr. Jean Carlos Santos

Coorientador

**Lavras – MG**

**2022**

**Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca  
Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).**

Aguiar, Jonas José Mendes.

O impacto da silvicultura na diversidade e grupos funcionais de  
formigas no cerrado / Jonas José Mendes Aguiar. - 2022.

85 p. : il.

Orientador(a): Carla Rodrigues Ribas.

Coorientador(a): Jean Carlos Santos.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Lavras, 2022.

Bibliografia.

1. impacto ambiental. 2. myrmecologia. 3. silvicultura. I. Ribas,  
Carla Rodrigues. II. Santos, Jean Carlos. III. Título.

**JONAS JOSÉ MENDES AGUIAR**

**O IMPACTO DA SILVICULTURA NA DIVERSIDADE E GRUPOS  
FUNCIONAIS DE FORMIGAS NO CERRADO**

**THE IMPACT OF FORESTRY ON DIVERSITY AND FUNCTIONAL GROUPS OF  
ANTS IN THE CERRADO**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Entomologia, área de concentração em entomologia para a obtenção do título de Doutor.

Aprovada em 24 de março de 2022

Dr. Diego Vinícius Anjos Silva

Dr. Eduardo Van Den Berg

Dra. Marcela Yamamoto

Dr. Ronald Zanetti Bonetti Filho

Profa. Dra. Carla Rodrigues Ribas

Orientadora

Prof. Dr. Jean Carlos Santos

Coorientador

Lavras – MG

2022

A madrinha Detinha, todos os dias.

DEDICO

## AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Lavras, ao Programa de Pós-graduação em Entomologia e à Coordenação de Aperfeiçoamento Pessoal de Nível superior pela oportunidade de ensino gratuito e de qualidade. Aos professores do Departamento de Entomologia e de Ecologia pelos ensinamentos.

À empresa Duratex SA, pelo apoio financeiro, logístico e por conceder suas áreas para a realização deste trabalho.

Aos professores e amigos Camila Câmara dos Santos Bezerra, Danielle Gomes de Souza, Diego Vinícius Anjos Silva, Marcela Yamamoto, Eduardo Van Den Berg, Ronald Zanetti Bonetti Filho pela atenção e disponibilidade em participar desta banca.

À minha orientadora Carla Rodrigues Ribas, pela amizade, acolhimento e compreensão frente às adversidades que surgiram no caminho. Ao meu coorientador Jean Carlos Santos, pela amizade de longa data e pelo auxílio na obtenção de recursos para execução deste trabalho.

À minha equipe, essencial na realização deste trabalho: Marina Acero, Ícaro Gonzaga, Rafael Casarino e Antônio Queiroz. Aos amigos que se fizeram presente direta ou indiretamente na realização deste trabalho: Livia Audino, Rafaela Guimarães e Julio Chaul.

Aos meus sogros José Damasceno e Neid Damasceno pelo auxílio logístico em Uberlândia.

A todos os amigos do Laboratório de Ecologia Formigas, pela amizade e convivência.

Agradeço à Ellen Carvalho, Isabel Nogueira e Lisiane Orlandi pelo apoio e amizade.

Aos grandes amigos que Lavras me deu, em especial a Marcel Hermes, Leopoldo Bernardi, Ícaro Gonzaga e Ana Fávaro, sempre presentes.

Agradeço à minha esposa Thaís Lima e aos meus pais Cristóvão Aguiar e Vânia Aguiar pelo apoio e respeito às minhas escolhas.

À minha família e amigos de maneira geral.

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

“You must live in the present, launch yourself on every wave, find your eternity in each moment. Fools stand on their island of opportunities and look toward another land. There is no other land; there is no other life but this.”

**Henry David Thoreau**

**(1817-1862)**

## RESUMO GERAL

O desmatamento é uma das maiores ameaças à manutenção da biodiversidade mundial e representa uma preocupação de destaque global. Este tipo de alteração representa o impacto humano mais substancial no ecossistema. Dentre as causas do desmatamento tem destaque a silvicultura, que no Brasil ocupou cerca de 7,83 milhões de hectares em 2018, produzindo cerca de 91% da madeira utilizada na indústria local. Há um crescente debate na comunidade científica sobre as florestas plantadas, onde se discute principalmente se elas podem, ou não, ter seu valor na conservação da biodiversidade. De forma sumária, o debate ainda é polivalente e ainda carece de pesquisas mais detalhadas e conclusivas. A presente tese busca auxiliar na compreensão e elucidação de problemas relacionados ao potencial da utilização da silvicultura na conservação da biodiversidade. Portanto, o objetivo geral desta tese foi avaliar a eficiência das áreas de cultivo comercial de *Eucalyptus* spp. como áreas temporárias de abrigo da diversidade, por meio da análise de atributos das assembleias de formigas. Especificamente, buscou-se, utilizando as formigas como modelo, compreender: (1) como se dá a dinâmica temporal da riqueza e composição de espécies e de grupos funcionais de formigas em áreas de eucalipto de diferentes idades e em diferentes estágios de produção; (2) como se estabelece o efeito de borda em áreas de uma fitofisionomia florestal do Cerrado, o Cerradão e áreas convertidas em eucaliptais. No primeiro capítulo observamos que: o aumento da idade dos talhões não afetou os parâmetros analisados. Embora as áreas de eucaliptais em idade de pré-corte tenham apresentado menor riqueza de espécies do que as áreas naturais de Cerrado, as áreas de eucaliptais em idade de corte não apresentaram diferença na riqueza de espécies com as áreas de pré-corte nem às das áreas naturais de Cerrado. Em relação à composição de espécies, as áreas de pré-corte e corte dos eucaliptais foram semelhantes entre si, porém diferiram das áreas naturais de Cerrado. No que diz respeito aos grupos funcionais, não houve diferença na riqueza e na composição entre as áreas. Nenhuma das variáveis respostas estudadas (locais, paisagem e proximidade) foram influenciadas pelas variáveis explicativas consideradas. No segundo capítulo observamos que a riqueza de espécies de formigas epigéicas das áreas de eucaliptais e de Cerrado não foram afetadas pela distância da borda. Somente a riqueza de formigas arborícolas das áreas de Cerrado apresentou relação negativa com a distância da borda. Para a composição, o único grupo que apresenta diferença de composição entre borda e interior são as formigas epigéicas em áreas de Cerrado. Formigas arborícolas de reserva de Cerrado, ou formigas arborícolas e epigéicas em eucaliptais apresentam composição da borda e interior semelhante. A riqueza de espécies de formigas arborícolas e epigéicas em áreas de eucaliptais e de Cerrado não tiveram relação com a penetrabilidade luminosa. Nossos resultados, de maneira geral, explicitam o impacto de longo prazo da silvicultura de eucaliptais na biodiversidade, reduzindo a riqueza e alterando a composição de espécies, funcionando de certa forma como uma barreira impedindo a recuperação da biodiversidade.

Palavras chave: Myrmecofauna, Catalisadores de regeneração, Savana brasileira

## ABSTRACT

Deforestation is one of the greatest threats to the maintenance of the world's biodiversity and represents a major global concern. This type of change represents the most substantial human impact on the ecosystem. Among the causes of deforestation, forestry stands out, which in Brazil occupied about 7.83 million hectares in 2018, producing about 91% of the wood used in the local industry. There is a growing debate in the scientific community about planted forests, where it is mainly discussed whether or not they can have value in the conservation of biodiversity. In summary, the debate is still multipurpose and still lacks more detailed and conclusive research. This thesis seeks to assist in the understanding and elucidation of problems related to the potential of using forestry in the conservation of biodiversity. Therefore, the general objective of this thesis was to evaluate the efficiency of *Eucalyptus* spp. as temporary shelter areas for diversity, through the analysis of attributes of ant assemblages. Specifically, using ants as a model, we sought to understand: (1) how the temporal dynamics of the richness and composition of species and functional groups of ants occur in eucalyptus areas of different ages and in different stages of production; (2) how the edge effect is established in areas of a forest phytophysiognomy of the Cerrado, the Cerradão and areas converted into eucalyptus plantations. In the first chapter we observed that: the increase in the age of the stands did not affect the analyzed parameters. Although the pre-cutting age eucalyptus plantations showed lower species richness than the Cerrado natural areas, the cutting-age eucalyptus plantations did not show any difference in species richness with the pre-cutting or pre-cutting areas. natural areas of Cerrado. Regarding species composition, the pre-cut and cut areas of eucalyptus plantations were similar to each other, but they differed from the natural areas of Cerrado. With regard to functional groups, there was no difference in richness and composition between areas. None of the response variables studied (locations, landscape and proximity) were influenced by the explanatory variables considered. In the second chapter, we observed that the species richness of epigeic ants in the eucalyptus and Cerrado areas was not affected by the distance from the edge. Only the richness of arboreal ants in the Cerrado areas showed a negative relationship with the distance from the edge. For the composition, the only group that presents a composition difference between edge and interior are epigeic ants in Cerrado areas. Arboreal reserve ants in Cerrado, or arboreal and epigeic ants in eucalyptus plantations, have similar border and interior composition. The species richness of arboreal and epigeic ants in eucalyptus and Cerrado areas was not related to canopy cover. Our results, in general, explain the long-term impact of eucalyptus silviculture on biodiversity, reducing richness and altering species composition, functioning in a way as a barrier preventing the recovery of biodiversity.

Keywords: Myrmecofauna, Regeneration catalysts, Brazilian savanna

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

### CAPÍTULO 1

Figura 1 - Mapa da área de estudo, fazenda Nova Monte Carmelo, Minas Gerais, Brasil. ....	25
Figura 2- Áreas de eucaliptais com diferentes idades de produção a) área em estágio inicial de produção; b) área em idade avançada.....	25
Figura 3 - Duas áreas de Cerradão amostradas neste trabalho a) área de Cerradão 1; b) área de Cerradão 2.....	26
Figura 4 - Equipamento utilizado na realização das fotografias de dossel a) a um metro do solo; b) a 15 centímetros do solo.....	30
Figura 5 - Riqueza média de espécies $\pm$ desvio padrão (a) e de grupos funcionais (c) entre as categorias de tipos de habitat. Letras diferentes representam diferenças significativas entre as categorias ( $p < 0.05$ ). Ausência de relação entre a riqueza de espécies (b) e de grupos funcionais (d) com a idade do eucalipto. ....	38
Figura 6 - similaridade das áreas de eucalipto com as áreas de Cerrado em relação a composição de espécies (a) e de grupos funcionais (b) com a idade do eucalipto.....	39
Figura 7 – NMDS baseado na similaridade de Jaccard (presença e ausência) com a finalidade de comparar a composição de espécies (a) e de grupos funcionais (b) entre os estágios de produção (eucalipto em fase de pré-corte , corte e áreas de Cerrado). Nos pontos do gráfico são apresentados o ano em que o eucalipto foi plantado. ....	41
Figura 8 - Diagrama de Venn mostrando os resultados da partição da variância. Na figura encontram-se os valores de porcentagem de explicação ( $R^2$ ajustado) dos agrupamentos de variáveis do ambiente local (idade do eucalipto e coeficiente de variação da penetrabilidade luminosa), variáveis de paisagem (distância em relação à áreas de Cerrado e porcentagem de áreas naturais ao redor dos eucaliptos) e espaço (coordenadas geográficas) para determinar a riqueza de espécies (a) e de grupos funcionais (b), a composição de espécies (a) e de grupos funcionais (b) e similaridade com o Cerrado em relação a composição de espécies (a) e de grupos funcionais (b). Asterisco indica que a explicação da variável foi significativa e “ns” que não foi significativa. As frações de explicação total (considerando as explicações independentes e compartilhadas) estão listadas acima dos círculos e retângulo, e frações individuais estão indicadas dentro do diagrama de Venn. Áreas de sobreposição do círculo e retângulo indicam porcentagem de explicação compartilhada entre as duas variáveis. Valores negativos no modelo devem ser interpretados como apresentando 0% de explicação.....	42

### CAPÍTULO 2

Figura 1 – Mapa da área de estudo, fazenda Nova Monte Carmelo, Minas Gerais, Brasil.....	60
Figura 2 – Exemplos de áreas coletadas a) área de eucaliptais; b) área de Cerradão.....	61
Figura 3 – Equipamento utilizado na realização das fotografias de dossel a) a um metro do solo; b) a 15 centímetros do solo.....	62
Figura 4 – relação da distância e a riqueza de formigas arborícolas em áreas de cerrado na fazenda Nova Monte Carmelo, Minas Gerais, Brasil.....	64
Figura 5 – Escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) que mostra a composição de formigas em áreas de Cerrado (círculos verdes sobrepostos) e eucalipto (círculos vermelhos) na fazenda Nova Monte Carmelo, Minas Gerais, Brasil.....	69

Figura 6 – Talhão de eucalipto com recrutamento de espécies típicas do Cerrado no sub-bosque na fazenda Nova Monte Carmelo, Minas Gerais, Brasil .....72

## LISTA DE TABELAS

### CAPÍTULO 1

Tabela 1 - Talhões de eucaliptais em áreas de Cerradão amostrados no estudo. Os dados referentes às idades de plantio foram disponibilizados pela Duratex S.A.....	28
Tabela 2 - Lista de ocorrência de espécies amostradas nas áreas de Cerradão e de eucaliptais em idade de pré-corte e corte na Fazenda Nova Monte Carmelo, Minas Gerais, Brasil.....	35
Tabela 3 - Quantidade de variação da riqueza de espécies (RE), riqueza de grupos funcionais (RF), composição de espécies (CE), composição funcional (CF), similaridade com o Cerrado em relação a composição de espécies (SE) e composição funcional (SF) explicada por cada uma das variáveis preditoras. Na tabela é apresentado o $R^2$ ajustado que foi calculado usando análise de redundância (RDA) (valores de p foram gerados através de procedimento de permutação). .....	43

### CAPÍTULO 2

Tabela 1 – Lista de ocorrência de espécies arborícolas amostradas nas áreas de eucalipto e de Cerrado Fazenda Nova Monte Carmelo, Minas Gerais, Brasil. ....	65
Tabela 2 – Lista de ocorrência de espécies epigéicas amostradas nas áreas de eucalipto e de Cerrado na fazenda Nova Monte Carmelo, Minas Gerais, Brasil. ....	66

## LISTA DE ABREVIATURAS

A	Arborícolas
C	Correição
CF	Cultivadoras de Fungos
G	Generalistas
GF	Grupos Funcionais
GHP	Generalistas Hipogeicas Pequenas
GLM	Modelo Linear Generalizado
GLMM	Modelo Linear Generalizado Misto
IUFRO	<i>International Union of Forest Research Organizations</i>
LEC	Laboratório de Ecologia de Comunidades
LEF	Laboratório de Ecologia de Formigas
NMDS	Escalonamento Multidimensional Não Métrico
PD	Predadoras Dacetini
PE	Predadoras Especializadas
PEG	Predadoras Epigeicos Grandes
PEM	Predadoras Epigeicas Médias
PHM	Predadoras Hipogeicas Médias
PHP	Predadoras Hipogeicas Pequenas
RDA	Análise de Redundância
UFLA	Universidade Federal de Lavras
UFV	Universidade Federal de Viçosa
UTM	Universal Transversa de Mercator
WWF	<i>World Wide Fund for Nature</i>

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO GERAL.....</b>	<b>10</b>
	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>14</b>
	<b>CAPÍTULO 1 O IMPACTO DA SILVICULTURA DE EUCALIPTO NAS COMUNIDADES DE FORMIGAS NO CERRADO.....</b>	<b>17</b>
<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO.....</b>	<b>20</b>
<b>2</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS.....</b>	<b>24</b>
<b>2.1</b>	<b>Área de estudo.....</b>	<b>24</b>
<b>2.2</b>	<b>Desenho amostral e coleta das formigas.....</b>	<b>25</b>
<b>2.3</b>	<b>Condições ambientais locais e atributos de paisagem.....</b>	<b>28</b>
<b>2.4</b>	<b>Análises estatísticas.....</b>	<b>31</b>
<b>3</b>	<b>RESULTADOS.....</b>	<b>34</b>
<b>4</b>	<b>DISCUSSÃO.....</b>	<b>44</b>
	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>48</b>
	<b>CAPÍTULO 2 A MURALHA: COMO EFEITO DE BORDA AFETA AS COMUNIDADES DE FORMIGAS NO CERRADO E NOS PLANTIOS DE EUCALIPTO?.....</b>	<b>52</b>
<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO.....</b>	<b>55</b>
<b>2</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS.....</b>	<b>59</b>
<b>2.1</b>	<b>Área de estudo.....</b>	<b>59</b>
<b>2.2</b>	<b>Desenho amostral e coleta das formigas.....</b>	<b>60</b>
<b>2.3</b>	<b>Análises Estatísticas.....</b>	<b>62</b>
<b>3</b>	<b>RESULTADOS.....</b>	<b>64</b>
<b>4</b>	<b>DISCUSSÃO.....</b>	<b>70</b>
<b>5</b>	<b>CONCLUSÕES E IMPLICAÇÕES PARA O MANEJO.....</b>	<b>74</b>
	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>75</b>
<b>1.</b>	<b>CONCLUSÕES GERAIS.....</b>	<b>79</b>

## 1 INTRODUÇÃO GERAL

O desmatamento é uma das maiores ameaças à manutenção da biodiversidade mundial e representa uma preocupação de destaque global (BROOK; SODHI; NG, 2003; LAURANCE, 2007; MAXWELL et al., 2016). Estima-se que até 2050 cerca de 1 bi de km<sup>2</sup> de ecossistemas naturais sejam convertidos em áreas agrícolas (BANERJEE; RAVAL; TIMMS, 2016). Este tipo de alteração representa o impacto humano mais substancial no ecossistema (GOUDIE, 2018). Dentre outros fatores que também influenciam a biodiversidade, se destacam: a área, a distribuição espacial e a dinâmica anual das florestas tropicais (DAVIDSON et al., 2012; OCHOA-QUINTERO et al., 2015).

De todos os países do mundo, o Brasil apresenta a maior taxa de perda florestal, cerca de 2,2 milhões de hectares, o equivalente a 40% da perda global de florestas para o período de 2005 a 2010 (FAO, 2010; HANSEN et al., 2013). A silvicultura no Brasil ocupou cerca de 7,83 milhões de hectares em 2018, produzindo cerca de 91% da madeira utilizada na indústria local (IBA, 2020). Em 2019, os eucaliptais já ocupavam cerca de 7 milhões de hectares, o que corresponde a cerca de 77% da área total de atividades florestais no país (IBA, 2020). Dentre os biomas brasileiros mais afetados pela expansão agrícola, tem destaque a Amazônia e o Cerrado (ABRAF, 2012; RADA, 2013). Embora a maior parte do desmatamento ocorra na Amazonia, é no Cerrado que se concentra a maior parte das florestas plantadas (ABRAF, 2012).

Segundo Ribeiro et al. (1998), o termo Cerrado foi criado para denominar um grupo de fitofisionomias que ocorre no Brasil Central, dentre elas podemos citar: as savanas, matas, campos, matas de galeria, dentre outras. Localizado no planalto central e ocupando cerca de 23% do Brasil, o Cerrado é o segundo maior bioma brasileiro, perdendo apenas para a Floresta Amazônica (FONSECA; VENTICINQUE, 2018; WALTER, 2006). Este bioma compreende

parte dos estados da Bahia, Goiás, Maranhão, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, Paraná, Piauí, São Paulo, Tocantins e o Distrito Federal (SANO et al., 2008).

No que diz respeito à biodiversidade, no Cerrado encontra-se um terço da biodiversidade brasileira, sendo considerado um dos 25 *hotspots*<sup>1</sup> mundiais de biodiversidade (CARDOSO DA SILVA; BATES, 2002; NORMAN, 2003; STRASSBURG et al., 2017). A diversidade de plantas vasculares neste bioma é maior que a encontrada na maioria das regiões do mundo, somando mais de 12.700 espécies das quais 35% são endêmicas (FILARDI et al., 2018; FORZZA et al., 2012; ZAPPI et al., 2015). Além disso, também estão presentes no Cerrado 837 espécies de aves, 161 de mamíferos, 120 de répteis, 150 de anfíbios (MYERS et al., 2000) e cerca de 67.000 espécies de invertebrados (AGUIAR; MACHADO; MARINHO-FILHO, 2004).

Apesar de sua grande importância para a conservação e para a provisão de serviços ecossistêmicos, como consequência da expansão agropecuária, este bioma já perdeu cerca de 88 Mha (46%) de sua área original e apresenta apenas 19,8% de sua área preservada (KLINK, 2013; STRASSBURG et al., 2017). Segundo a ABRAF (2012), a silvicultura é considerada um dos distúrbios antrópicos com maior responsabilidade pela fragmentação do Cerrado, impactando, conseqüentemente, a biodiversidade. Atualmente, o Brasil está entre os maiores produtores de florestas plantadas do mundo, ocupando cerca de 7 milhões de hectares de, em sua maioria, pinus e eucalipto (IBA, 2020). Embora a produção silvícola tenha sua origem na demanda por produção sustentável, focada na substituição do extrativismo natural, a rápida expansão desta atividade tem se tornado uma ameaça à biodiversidade (PETROKOFISKY et al., 2021).

---

<sup>1</sup> Termo criado por Norman e Myers (1988) para designar áreas florestais com grande concentração de espécies e alto endemismo que são alvos de grandes ameaças.

Há um crescente debate na comunidade científica sobre as florestas plantadas, discute-se principalmente se elas podem, ou não, ter seu valor na conservação da biodiversidade (BROCKERHOFF et al., 2008; HORÁK et al., 2019; MADALCHO et al., 2019). Neste sentido, algumas instituições como a *International Union of Forest Research Organizations* (IUFRO), a *World Wide Fund for Nature* (WWF) nas últimas décadas promoveram conferências para facilitar os debates sobre o tema<sup>2</sup>. De forma sumária, o debate ainda é polivalente e ainda carece de pesquisas mais detalhadas e conclusivas.

Uma percepção genérica sobre as florestas plantadas é que elas são consideradas desertos de diversidade, não provendo habitat para os organismos (ACOSTA, 2011; BROCKERHOFF et al., 2008; GRAVES, 2015; MADALCHO et al., 2019). Entretanto, estudos em diversos países têm relatado que as florestas plantadas podem sim prover habitats para diversos grupos de organismos (FONSECA et al., 2009), em especial espécies generalistas como algumas espécies de aranhas (PEDLEY et al., 2014), aves (JACOBOSKI; HARTZ, 2020) e outros, mas também para algumas espécies de maior importância na conservação como onças pintadas (*Panthera onca*), antas (*Tapirus terrestris*), lobos guarás (*Chrysocyon brachyurus*) entre outros (HOMEM et al., 2020). Neste contexto, temos que a comunidade científica continua dividida em relação a este assunto.

A presente tese busca auxiliar na compreensão e elucidação de problemas relacionados ao potencial da utilização da silvicultura na conservação da biodiversidade. Portanto, o objetivo geral desta tese foi avaliar a eficiência das áreas de cultivo comercial de *Eucalyptus* spp. como áreas temporárias de abrigo da diversidade, por meio da análise de atributos das assembleias de

---

<sup>2</sup> “Biodiversidade e biologia da conservação em florestas plantadas” Bordeaux, FR, 2005.

“Biodiversidade e florestas plantadas – oxímoro ou oportunidade” Sessão técnica XXII IUFRO, Congresso Mundial – Brisbane, AU, 2005.

“Bens e serviços ecossistêmicos de florestas plantadas.” Bilbao, ES, 2006.

“4th International Congress on Planted Forests”. Nanning, CH, 2018.

“4th World Teak Conference”. Acra, GA, 2020.

formigas. Especificamente, buscou-se compreender os tópicos que compõe os dois capítulos desta tese, sendo eles:

Compreender, no primeiro capítulo, como se dá a dinâmica temporal da composição de espécies e de grupos funcionais (GF) de formigas em áreas de eucalipto de diferentes idades. Especificamente, buscamos avaliar [a] se a composição de espécies e de GF de formigas muda com o aumento da idade das áreas de plantação de eucalipto; [b] se o aumento da idade das áreas de eucalipto as torna mais similares de áreas de florestas naturais em relação a composição de espécies e de GF de formigas [c] qual a importância relativa das condições ambientais locais, dos atributos de paisagem e do espaço para determinar a distribuição das espécies e de GF de formigas entre as áreas de eucalipto; [d] qual a importância relativa de variáveis ambientais locais, de paisagem e do espaço para determinar a similaridade das áreas de eucalipto em relação a composição de espécies e de GF de formigas de áreas de florestas naturais.

Compreender, no segundo capítulo, como se estabelece o efeito de borda em áreas de uma fitofisionomia florestal do Cerrado, o Cerradão e áreas convertidas em eucaliptais utilizando as formigas como modelo. Neste capítulo as hipóteses foram: [a] que as bordas dos eucaliptais apresentam maior riqueza de espécies por estarem mais próximas às áreas fonte, enquanto as bordas de Cerradão apresentam menor riqueza devido à influência da matriz dos eucaliptais para formigas arborícolas e epigeicas. Porém, ambas apresentam composições distintas de espécies de formigas arborícolas e epigeicas, na borda e no interior dos talhões e fragmentos. E [b] que áreas com menor penetrabilidade luminosa, tanto de eucaliptais quanto de Cerradão têm maior riqueza de espécies de formigas.

## 2 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABRAF. **Anuário Estatístico da ABRAF 2012 - ano base 2011**. Brasília: Abraf, 2012.
- ACOSTA, I. Green Desert' Monoculture Forests Spreading in Africa and South America. **The Guardian**, 2011.
- AGUIAR, LUDMILLA; MACHADO, RICARDO; MARINHO-FILHO, J. A Diversidade Biológica do Cerrado. In: [s.l: s.n.].
- BANERJEE, B. P.; RAVAL, S.; TIMMS, W. Evaluation of rainfall and wetland water area variability at Thirlmere Lakes using Landsat time-series data. **International journal of environmental science and technology**, v. 13, n. 7, p. 1781–1792, 2016.
- BROCKERHOFF, E. G. et al. Plantation forests and biodiversity: Oxymoron or opportunity? **Biodiversity and Conservation**, v. 17, n. 5, p. 925–951, 2008.
- BROOK, B. W.; SODHI, N. S.; NG, P. K. L. Catastrophic extinctions follow deforestation in Singapore. **Nature**, v. 424, n. 6947, p. 420–423, 2003.
- CARDOSO DA SILVA, J. M.; BATES, J. M. Biogeographic Patterns and Conservation in the South American Cerrado: A Tropical Savanna HotspotThe Cerrado, which includes both forest and savanna habitats, is the second largest South American biome, and among the most threatened on the continent. **BioScience**, v. 52, n. 3, p. 225–234, 1 mar. 2002.
- DAVIDSON, E. A. et al. **The Amazon basin in transition**NatureNature Publishing Group, , 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1038/nature10717>>
- FAO. **Global Forest Resources Assessment 2010 – Main report**. 163. ed. Rome: FAO Fiat Panis, 2010.
- FILARDI, F. L. R. et al. Brazilian Flora 2020: innovation and collaboration to meet Target 1 of the Global Strategy for Plant Conservation (GSPC). **Rodriguésia**, v. 69, p. 1513–1527, 2018.
- FONSECA, C. R. et al. Towards an ecologically-sustainable forestry in the Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1209–1219, 2009.
- FONSECA, C. R.; VENTICINQUE, E. M. Biodiversity conservation gaps in Brazil: A role for systematic conservation planning. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 2, p. 61–67, 2018.
- FORZZA, R. C. et al. New Brazilian floristic list highlights conservation challenges. **BioScience**, v. 62, n. 1, p. 39–45, 2012.
- GOUDIE, A. S. **Human impact on the natural environment**. [s.l.] John Wiley & Sons, 2018.
- GRAVES, G. R. Recent large-scale colonisation of southern pine plantations by Swainson's Warbler *Limnothlypis swainsonii*. **Bird Conservation International**, v. 25, n. 3, p. 280–293, 2015.
- HANSEN, M. C. et al. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. **Science**, v. 342, n. 6160, p. 850 LP – 853, 15 nov. 2013.

- HOMEM, D. H. et al. Mammal fauna in Eucalyptus plantations and forest remnants in Três Lagoas, Mato Grosso do Sul state, Brazil. **Oecologia Australis**, v. 24, n. 1, 2020.
- HORÁK, J. et al. Green desert?: Biodiversity patterns in forest plantations. **Forest Ecology and Management**, v. 433, p. 343–348, 15 fev. 2019.
- IBA. nuário estatístico do IBÁ. Ano base 2019. Indústria brasileira de árvores. **Associação Brasileira de Árvores**, p. 160, 2020.
- JACOBOSKI, L. I.; HARTZ, S. M. Using functional diversity and taxonomic diversity to assess effects of afforestation of grassland on bird communities. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 18, n. 2, p. 103–108, 2020.
- KLINK, C. A. Policy intervention in the Cerrado Savannas of Brazil: changes in land-use and effects on conservation. **Ecology and Conservation of the Maned Wolf: Multidisciplinary Perspectives.**, p. 293–307, 2013.
- LAURANCE, W. F. Have we overstated the tropical biodiversity crisis? **Trends in Ecology and Evolution**, v. 22, n. 2, p. 65–70, 2007.
- MADALCHO, A. B. et al. Is the expansion of Eucalyptus tree a curse or an opportunity? Implications from a dispute on the trees ecological and economic impact in Ethiopia: A review. **Journal of Ecology and the Natural Environment**, v. 11, n. 6, p. 75–83, 2019.
- MAXWELL, S. L. et al. Biodiversity: The ravages of guns, nets and bulldozers. **Nature News**, v. 536, n. 7615, p. 143, 2016.
- MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853–858, 24 fev. 2000.
- NORMAN, M. Biodiversity Hotspots Revisited. **BioScience**, v. 53, n. 10, p. 916–917, 1 out. 2003.
- OCHOA-QUINTERO, J. M. et al. Thresholds of species loss in Amazonian deforestation frontier landscapes. **Conservation Biology**, v. 29, n. 2, p. 440–451, 2015.
- PEDLEY, S. M. et al. Commercial spruce plantations support a limited canopy fauna: Evidence from a multi taxa comparison of native and plantation forests. **Forest Ecology and Management**, v. 314, p. 172–182, 2014.
- PETROKOFISKY, G. et al. What are the impacts of the wood pellet industry on biodiversity in Southeastern USA? A systematic evidence synthesis. **Forest Ecology and Management**, v. 483, p. 118773, 2021.
- RADA, N. Assessing Brazil's Cerrado agricultural miracle. **Food Policy**, v. 38, n. 1, p. 146–155, 2013.
- SANO, E. E. et al. Notas Científicas Mapeamento semidetalhado do uso da terra do Bioma Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 43, n. 1, p. 153–156, 2008.
- STRASSBURG, B. B. N. et al. Moment of truth for the Cerrado hotspot. **Nature Ecology and Evolution**, v. 1, n. 4, p. 1–3, 2017.

WALTER, B. M. T. Fitofisionomias do bioma Cerrado: síntese terminológica e relações florísticas. **Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia-Tese/dissertação (ALICE)**, 2006.

ZAPPI, D. C. et al. Growing knowledge: an overview of seed plant diversity in Brazil. **Rodriguésia**, v. 66, p. 1085–1113, 2015.

## **O impacto da silvicultura de eucalipto nas comunidades de formigas no Cerrado**

Jonas José Mendes Aguiar<sup>1</sup>, Ícaro Wilker Gonzaga<sup>1</sup>, Antônio César Medeiros de Queiros<sup>1</sup>,  
Jean Carlos Santos<sup>2</sup>, Carla Rodrigues Ribas<sup>1 3</sup>

<sup>1</sup> Laboratório de Ecologia de Formigas, Departamento de Ecologia e Conservação, Programa de Pós Graduação em Ecologia Aplicada, Instituto de Ciências Naturais, Universidade Federal de Lavras

<sup>2</sup> Laboratório de Ecologia e Biodiversidade, Departamento de Ecologia, Universidade Federal de Sergipe

<sup>3</sup> Lancaster Environment Centre, Lancaster University, LA1 4YQ, Lancaster, UK

## RESUMO

As florestas plantadas têm se consagrado cada vez mais como um importante uso da terra. O aumento desta produção e a intensificação do manejo têm aumentado a preocupação acerca das implicações dessa expansão na produção sustentável e na conservação da biodiversidade. Assim, elas receberam a alcunha de “desertos verdes” e muito tem se debatido acerca deste tema. Para buscarmos resultados que ajudem a inferir acerca deste impacto em processos ecológicos, faz-se necessária a utilização de organismos modelo que respondam às mudanças e neste contexto as formigas surgem como opção. Neste trabalho buscamos compreender o efeito das plantações de eucalipto na comunidade de formigas, verificando como se dá a dinâmica temporal da riqueza e da composição de espécies e de grupos funcionais de formigas em áreas de eucalipto de diferentes idades e em diferentes estágios de produção. Avaliamos se a riqueza e composição de espécies e de grupos funcionais de formigas se aproxima às das áreas nativas com o aumento da idade dos eucaliptais; se áreas de eucaliptais no estágio de corte são mais similares às áreas naturais em relação à riqueza e composição de espécies e grupos funcionais do que as áreas em estágio de pré-corte; e qual a importância relativa das condições ambientais locais, dos atributos de paisagem e da proximidade entre as áreas para a composição das espécies e de grupos funcionais de formigas nas áreas de eucalipto com diferentes idades e para a similaridade das áreas de eucalipto em diferentes estágios de produção com áreas de florestas naturais. As nossas hipóteses são: com o aumento na idade dos eucaliptais há uma aproximação da riqueza e composição taxonômica e de grupos funcionais de formigas às áreas nativas; áreas em idade de pré-corte apresentam riqueza e composição mais dissimilar do que áreas em estágio de corte em relação às áreas naturais; e que a riqueza e composição de espécies e de grupos funcionais devem variar primariamente devido às diferenças nas condições ambientais locais, secundariamente devido aos atributos da paisagem e por fim pela proximidade entre si. O aumento da idade dos talhões não afetou os parâmetros analisados. Embora as áreas de eucaliptais em idade de pré-corte tenham apresentado menor riqueza de espécies do que as áreas naturais de Cerrado, as áreas de eucaliptais em idade de corte não apresentaram diferença na riqueza de espécies com as áreas de pré-corte nem às das áreas naturais de Cerrado. Em relação à composição de espécies, as áreas de pré-corte e corte dos eucaliptais foram semelhantes entre si, porém diferiram das áreas naturais de Cerrado. No que diz respeito aos grupos funcionais, não houve diferença na riqueza e na composição entre as áreas. Nenhuma das variáveis respostas estudadas (locais, paisagem e proximidade) foram influenciadas pelas variáveis explicativas consideradas. Nossos resultados, de maneira geral, explicitam o impacto de longo prazo da silvicultura de eucaliptais na biodiversidade, reduzindo a riqueza e alterando a composição de espécies, funcionando de certa forma como uma barreira impedindo a recuperação da biodiversidade.

**Palavras-chave:** Silvicultura, *Eucalyptus*, Impacto ambiental.

## ABSTRACT

Planted forests have increasingly become an important land use. The increase in this production and the intensification of management have raised concerns about the implications of this expansion for sustainable production and biodiversity conservation. Thus, they received the epithet of “green deserts” and much has been debated about this topic. In order to seek results that help to infer about this impact on ecological processes, it is necessary to use model organisms that respond to changes and in this context ants appear as a tool. In this work we seek to understand the effect of eucalyptus plantations on the ant community, verifying the temporal dynamics of richness and composition of species and functional groups of ants in eucalyptus areas of different ages and in different stages of production. We evaluated whether the richness and composition of species and functional groups of ants approaches those of native areas with increasing age of eucalyptus plantations; whether areas of eucalyptus plantations in the cutting stage are more similar to natural areas in terms of species richness and composition and functional groups than areas in the pre-cutting stage; and what is the relative importance of local environmental conditions, landscape attributes and proximity between areas for the composition of species and functional groups of ants in eucalyptus areas with different ages and for the similarity of eucalyptus areas in different stages of development production with areas of natural forests. Our hypotheses are: with the increase in the age of the eucalyptus plantations, there is an approximation of the richness and taxonomic composition and of functional groups of ants to the native areas; areas in pre-cutting age present more dissimilar richness and composition than areas in the cutting stage in relation to natural areas; and that the richness and composition of species and functional groups should vary primarily due to differences in local environmental conditions, secondarily due to landscape attributes and finally by their proximity to each other. The increase in the age of the stands did not affect the parameters analyzed. Although the pre-cutting areas showed lower species richness than the Cerrado natural areas, harvest areas showed no difference in species richness in the younger areas or in the areas natives of the Cerrado. Regarding species composition, the categories of eucalyptus plantations were similar to each other, but they differed from the natural areas of Cerrado. With regard to functional groups, there was no difference in richness and composition between areas. None of the response variables studied (locations, landscape and proximity) were influenced by the explanatory variables considered. Our results, in general, explain the long-term impact of eucalyptus silviculture on biodiversity, reducing richness and altering species composition, functioning in a way as a barrier preventing the recovery of biodiversity.

**Keywords:** Silviculture, *Eucalyptus*, Environmental impact.

## 1 INTRODUÇÃO

As florestas plantadas<sup>3</sup> têm se consagrado cada vez mais como um importante uso da terra. Os suprimentos de madeiras naturais parecem ter se estabilizado (WARMAN, 2014), enquanto os suprimentos de florestas plantadas apresentam altas na demanda e produção (BOUCHER; ELIAS, 2014; WARMAN, 2014). Se por um lado a produção de florestas plantadas impacta negativamente o meio ambiente, reduzindo as áreas de florestas naturais, por outro lado a produção de madeira plantada reduz o extrativismo de espécies nativas (VALE, 2004). Atualmente, as áreas de florestas plantadas correspondem a cerca de 7% da cobertura florestal do planeta e as expectativas são que estes valores devem ter crescimento superior a 20% ao longo do próximo século (BROCKERHOFF et al., 2013; FAO, 2020; HANSEN et al., 2013).

O aumento da produção das florestas plantadas e a intensificação de seu manejo têm aumentado a preocupação da comunidade científica acerca das implicações dessa expansão na produção sustentável e na conservação da diversidade biológica. Neste contexto, estas florestas receberam a alcunha de “desertos verdes” ou “desertos de diversidade” (ACOSTA, 2011; QIU, 2014). Entende-se que a conversão da floresta natural em floresta plantada – especialmente por meio da introdução de árvores não nativas – prejudique a sobrevivência de organismos nativos impactando negativamente a biodiversidade (ACOSTA, 2011; GRAVES, 2015). Todavia, alguns estudos sugerem que alguns plantios florestais comerciais (e.g. eucaliptais e pinheirais) podem funcionar como catalisadores da sucessão secundária, facilitando a regeneração natural (MARTINS, 2013; RODRIGUES; MARTINS; GANDOLFI, 2007; VIANI et al., 2010).

---

<sup>3</sup> Segundo a Organização de Alimentos e Agricultura (FAO) da Organização das Nações Unidas, florestas plantadas são aquelas compostas por árvores estabelecidas através de plantio ou semeadura por intervenção humana.

Geldenhuis et al. (2017) demonstraram que florestas plantadas podem auxiliar na regeneração natural, pois aumentam o sombreamento do solo e evitam erosões e produzem serapilheira. No Brasil, Carvalho et al. (2019) demonstraram que embora a similaridade do sub-bosque de uma floresta abandonada de eucalipto-limão (*Corymbia citriodora*) com o fragmento florestal seja baixa, a presença do mesmo não impede a rebrota de espécies nativas. De maneira geral, apesar dos impactos negativos da silvicultura no meio ambiente e na biodiversidade, elas ainda aparentam ter algum valor como abrigo para diversas espécies nativas (CARVALHO et al., 2019; FONSECA et al., 2009; O'CALLAGHAN et al., 2017).

Embora o valor dos eucaliptais na conservação da biodiversidade seja frequentemente lembrado pela comunidade científica (CARVALHO et al., 2019; JACOBOSKI; MENDONÇA-LIMA; HARTZ, 2016; PRYDE et al., 2015) vários estudos também demonstram seus impactos na biodiversidade (ACOSTA, 2011; GRAVES, 2015; MARTELLO et al., 2018), por exemplo, demonstraram que a silvicultura reduz drasticamente tanto a diversidade taxonômica quanto a diversidade funcional de espécies. Destacam ainda que as plantações abandonadas se apresentam como um estágio de transição entre a silvicultura comercial e as florestas nativas. Entretanto, a composição de espécies e de grupos funcionais (GF) destas áreas são mais similares às das áreas de silvicultura demonstrando o impacto de longo prazo da silvicultura.

O Brasil hoje tem a maior área de eucaliptais no mundo, totalizando quase oito milhões de hectares, se posicionando como o maior exportador de celulose do mundo (IBA, 2020). Por um lado, os eucaliptais podem abrigar espécies nativas de maneira mais eficiente que outros usos da terra, podem aumentar a conectividade da paisagem facilitando a dispersão de espécies e podem facilitar o ressurgimento de vegetação natural. Por outro, a alta demanda de água e fertilizantes e a liberação de substâncias alelopáticas podem impactar negativamente a biodiversidade (FORRESTER et al., 2006; LUGO, 1997; PAQUETTE; MESSIER, 2010).

Estas características tornam a silvicultura de eucalipto uma cultura enigmática no que diz respeito à conservação da biodiversidade, podendo ou não ser impactante a depender do grupo taxonômico estudado (BARLOW et al., 2007; MADALCHO et al., 2019).

Dada à dualidade das informações acerca do impacto da silvicultura na biodiversidade, faz-se importante avaliar não só as mudanças nos padrões de diversidade de espécies, um assunto relativamente mais estudado (e.g. GODED et al., 2019; JACOBOSKI; MENDONÇA-LIMA; HARTZ, 2016; TEIXEIRA et al., 2017) mas também de GF, a fim de compreender como se dá a sucessão temporal das comunidades no interior das florestas de eucaliptos e seu o funcionamento nestes ecossistemas (e.g. PAIRO et al., 2021). Por exemplo, em áreas em estágio terminal da produção silvícola há um aumento na riqueza e na frequência de encontro de mamíferos de médio e grande porte (TIMO et al., 2014). Embora este estudo corrobore com a teoria de que as florestas plantadas são importantes redutos de diversidade, ele pouco nos permite inferir além do padrão de distribuição das espécies e frequência de ocorrência. Neste sentido, estudos que vão além dos dados de diversidade taxonômica tratando também de características funcionais são bem-vindos, uma vez que estas características nos permitem inferir mais acerca das interações bióticas e processos ecológicos (DÍAZ; CABIDO, 2001; LOHBECK et al., 2012).

Para buscarmos resultados que ajudem a inferir acerca de processos ecológicos, faz-se necessária a utilização de organismos modelo que respondam bem às mudanças e neste contexto as formigas surgem como uma ferramenta importante. As formigas são um grupo frequentemente utilizado como bioindicador em estudos acerca de florestas naturais e distúrbios florestais (CARVALHO et al., 2020; JIMÉNEZ-CARMONA; CARPINTERO; REYES-LÓPEZ, 2020) e respondem bem a fatores como a idade, tamanho e manejo da plantação em florestas plantadas (PACHECO et al., 2009). Esta utilização se dá pelo fato deste grupo realizar diversos processos ecológicos essenciais como a reciclagem e aeração do solo, dispersão de

sementes e decomposição de matéria orgânica (DEL TORO; RIBBONS; PELINI, 2012; FOLGARAIT, 1998). Além disso, respondem ao estresse ambiental de maneira mais sensível que vários outros animais e ocupam um papel importante no funcionamento dos ecossistemas tropicais (BIHN; GEBAUER; BRANDL, 2010; DEJEAN et al., 2015; DELABIE et al., 2009).

Neste trabalho buscamos compreender o efeito das plantações de eucalipto na comunidade de formigas verificando como se dá a dinâmica temporal da riqueza e da composição de espécies e de GF de formigas em áreas de eucalipto de diferentes idades (entre 1 a 18 anos) e em diferentes estágios de produção. Especificamente, buscamos avaliar (a) se a riqueza e composição de espécies e de GF de formigas se aproxima às das áreas naturais com o aumento da idade dos eucaliptais; (b) se áreas de eucaliptais em estágio de produção de corte (de 7 anos adiante) são mais similares às áreas de florestas naturais, em relação à riqueza e composição de espécies e GF, do que as áreas em estágio de produção de pré-corte (1 a 6 anos); (c) qual a importância relativa das condições ambientais locais, dos atributos de paisagem e da proximidade entre as áreas para a riqueza e composição das espécies e de GF de formigas nas áreas de eucalipto com diferentes idades e para a similaridade das áreas de eucalipto em diferentes estágios de produção com áreas de florestas naturais.

As nossas hipóteses são: (1) com o aumento na idade dos eucaliptais há uma aproximação da riqueza e composição taxonômica e de GF de formigas às áreas nativas; (2) áreas em idade de pré-corte (1-6 anos) apresentam riqueza e composição mais dissimilar em relação às áreas naturais, entretanto, com o desenvolvimento do cultivo, as áreas de corte (7 anos em diante) apresentam incremento na similaridade com as áreas naturais; e (3) a riqueza e composição de espécies e de GF devem variar primariamente devido às diferenças nas condições ambientais locais e secundariamente devido aos atributos da paisagem. Além disso áreas mais próximas seriam mais similares em relação a riqueza e composição de espécies e de GF.

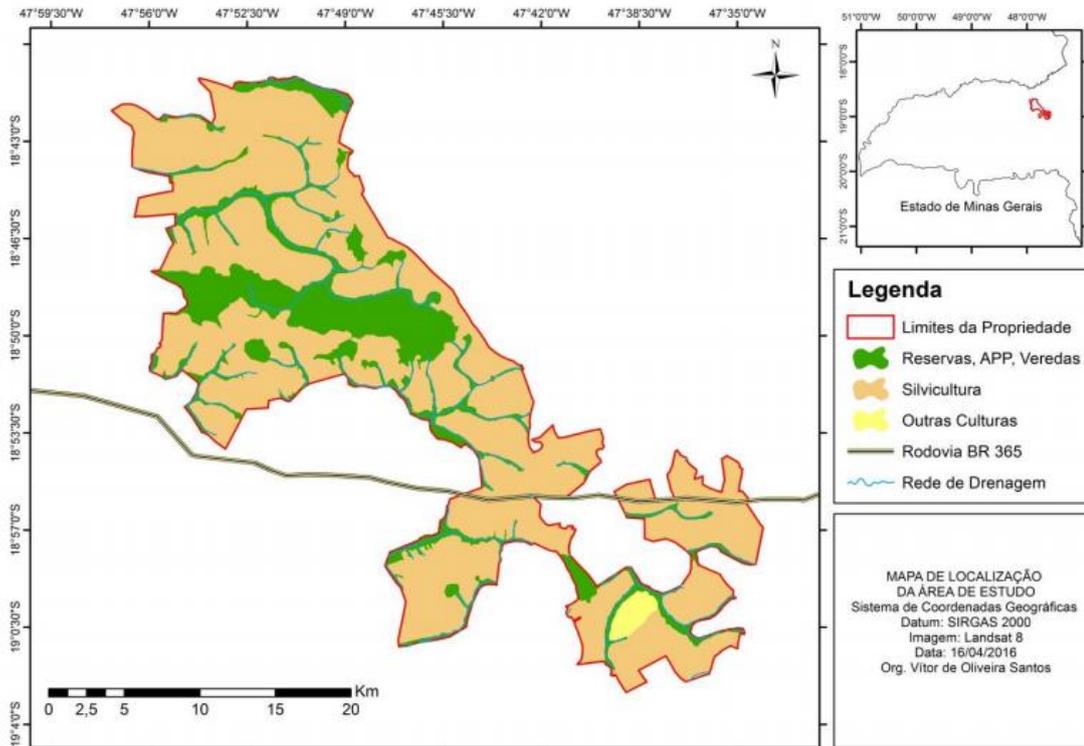
## 2 MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado na Fazenda Nova Monte Carmelo (18°55'S, 47°40'O) (Figura 1), pertencente à empresa Duratex S.A. Esta fazenda abrange cinco municípios do estado de Minas Gerais (Araguari, Estrela do Sul, Indianópolis, Nova Ponte e Romaria). A fazenda é destinada ao plantio de *Eucalyptus* spp. (~38.000 ha) e a vegetação natural é constituída por formações do domínio Cerrado (cerrado *sensu stricto*, Cerradão, veredas, mata de galerias, e campos de murundus). A fazenda possui uma área total de 52.000 ha, dos quais 12.000 ha são áreas de Reserva Legal e áreas de preservação permanente (AGUIAR et al., 2021).

O clima desta região é caracterizado como Aw, segundo a classificação de Köppen, é megatérmico, com verão quente e úmido (de outubro a março) e inverno frio e seco (de abril à setembro) com precipitação média anual de 1.450 mm e média anual de temperatura entre 20°C e 22°C (ALVARES et al., 2013).

Figura 1 - Mapa da área de estudo, fazenda Nova Monte Carmelo, Minas Gerais, Brasil.



Fonte: produção própria (2016).

## 2.2 Desenho amostral e coleta das formigas

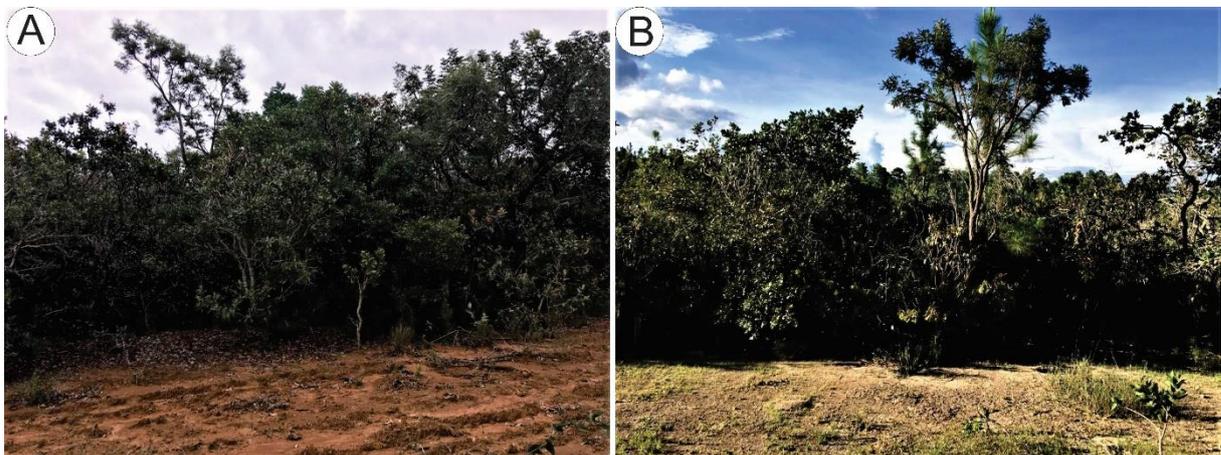
Para amostragem foram selecionados 12 talhões de eucalipto com diferentes idades de plantio (Figura 2) e três áreas de Cerrado caracterizadas majoritariamente pela fitofisionomia de Cerradão (Figura 3) totalizando 15 áreas amostradas (Tabela 1). A seleção dos talhões de eucalipto foi realizada priorizando áreas com diferentes idades de plantio, diferentes distâncias do Cerrado e diferentes composições de paisagem em seu entorno. Em cada área foi estabelecido um transecto de 300 m de comprimento da borda ao centro, onde foram marcados 15 pontos distanciados 20 m entre si. Em cada ponto foi colocado um *pitfall* epigeico (BESTELMEYER et al., 2000), totalizando um esforço amostral de 225 *pitfalls*.

Figura 2- Áreas de eucaliptais com diferentes idades de produção a) área em estágio de pré-corte; b) área em idade de corte.



Fonte: produção própria (2017).

Figura 3 - Duas áreas de Cerradão amostradas neste trabalho a) área de Cerradão 1; b) área de Cerradão 2.



Fonte: produção própria (2017).

As armadilhas utilizadas consistiram em potes plásticos transparentes com 8 cm de diâmetro e 12 cm de profundidade, e com 500 ml de volume, protegidos contra inundação por uma cobertura transparente feita com a própria tampa. Estas armadilhas foram preenchidas em 1/3 (equivalente a 200 ml) por uma solução salina de 0,4% de sal e 0,6% de detergente (BESTELMEYER et al., 2000; RIBAS et al., 2003). As coletas foram realizadas durante a estação chuvosa em fevereiro de 2018 e as armadilhas ficaram em campo por 48 horas.

Após a coleta, os espécimes foram levados para o Laboratório de Ecologia de Formigas (LEF) da Universidade Federal de Lavras (UFLA), onde foram triadas, montadas e identificadas. As formigas coletadas foram identificadas a nível de gênero utilizando a chave de identificação de Baccaro et al., (2015) e posteriormente divididas em morfoespécies. Os espécimes identificados foram, posteriormente, enviados para o Laboratório de Ecologia de Comunidades (LEC) da Universidade Federal de Viçosa (UFV) para confirmação das espécies pelo especialista Júlio César Mário Chaul e depósito na coleção do Laboratório de Sistemática e Biologia de Coleóptera da UFV. Também foram depositadas réplicas na coleção de referência do LEF/UFLA. Por fim, os espécimes identificados foram distribuídas em GF, segundo a classificação para formigas neotropicais (BRANDÃO; SILVA; DELABIE, 2012).

Tabela 1 - Talhões de eucaliptais em áreas de Cerradão amostrados no estudo. Os dados referentes às idades de plantio na época das coletas foram disponibilizados pela Duratex SA.

<b>Categoria da Área</b>	<b>Idade (anos)</b>
Corte	18
Corte	11
Corte	10
Corte	9
Corte	8
Corte	7
Pré-Corte	6
Pré-Corte	5
Pré-Corte	4
Pré-Corte	3
Pré-Corte	2
Pré-Corte	1
Área Natural	Nativa
Área Natural	Nativa
Área Natural	Nativa

Fonte: produção própria

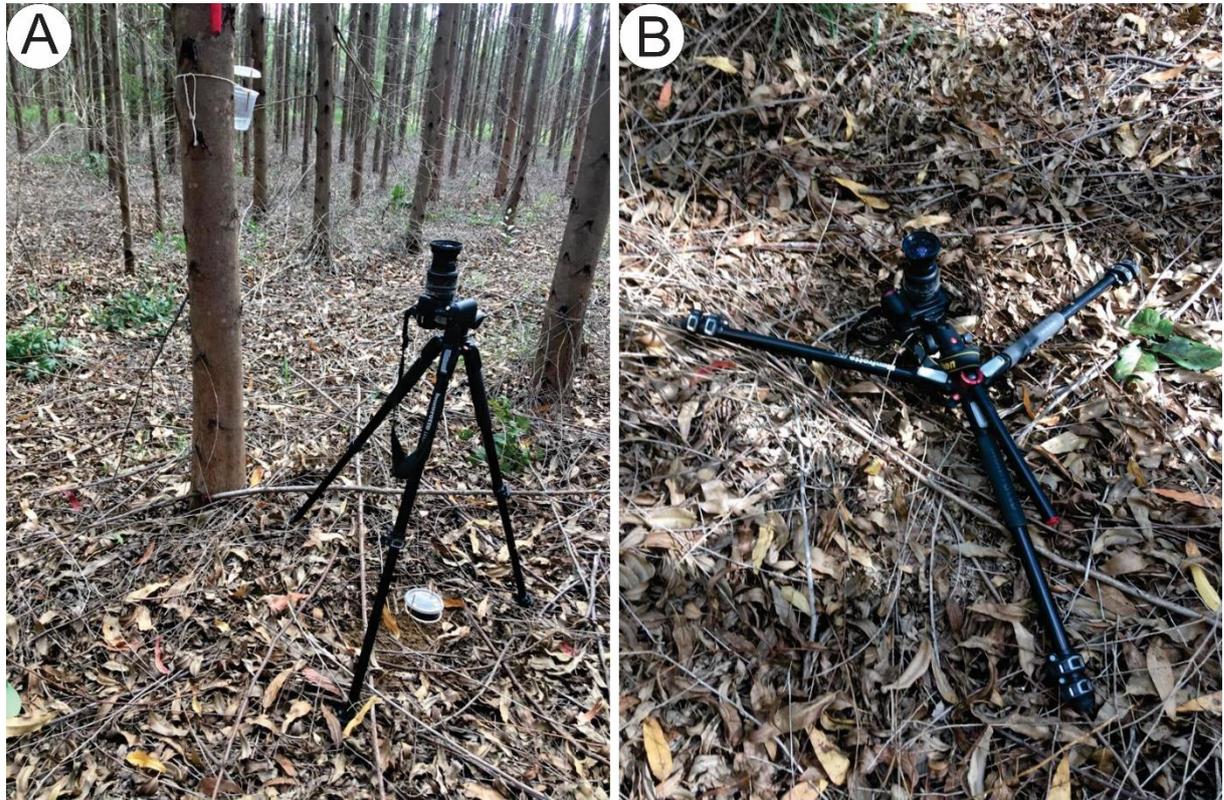
### **2.3 Condições ambientais locais e atributos de paisagem**

Os talhões de eucalipto em sua maioria tinham idades entre um e 11 anos (com diferença de um ano entre cada um deles) e um deles tinha 18 anos. Os dados referentes a idade dos talhões de eucalipto foram disponibilizados pela empresa Duratex S.A. (Tabela 1). A fim de melhor interpretar os impactos da silvicultura, além de utilizar a idade de cada talhão, categorizamos os eucaliptais em estágio de produção considerando os dois focos da produção da silvicultura (até 7 anos de maneira geral) e acima de 7 anos pra produzir tábuas maiores pra utilização na produção de móveis. Desta forma, nós dividimos os talhões amostrados em duas

categorias: pré-corte (época entre o plantio e a idade de corte para papel e celulose (sete anos)) e época de corte (da idade de corte para papel e celulose à época de corte para produção de madeira serrada (sete anos adiante)). Nestes termos, a divisão ocorreu da seguinte forma: pré-corte (1, 2, 3, 4, 5, 6 anos) e corte (7, 8, 9, 10, 11 e 18 anos).

Para inferir sobre a quantidade de luz no interior dos talhões de eucalipto foi calculada a penetrabilidade luminosa, utilizando a técnica de fotografia hemisférica com objetiva de 8 mm. Em cada ponto de coleta foram tiradas, com auxílio de um tripé, duas fotografias (uma a 15 cm do solo e outra a um metro) (Figura 4). Estas fotografias foram posteriormente processadas pelo programa Gap Light Analyzer (FRAZER; CANHAM; LERTZMAN, 1999) para obtenção dos dados da cobertura do dossel.

Figura 4 - Equipamento utilizado na realização das fotografias de dossel a) a um metro do solo; b) a 15 centímetros do solo.



Fonte: produção própria (2017).

No centro de cada transecto foi plotado um buffer de 500 m de raio baseado em outros trabalhos que estudaram o efeito da paisagem em formigas (LA MORA; MURNEN; PHILPOTT, 2013). A análise das paisagens foi realizada com base na composição do buffer (porcentagem de área natural e silvicultura) e na distância em relação a áreas de Cerrado. Estas análises foram mensuradas através da utilização do software de geoprocessamento QGIS (QUANTUM, 2012).

Para calcular a proximidade entre os talhões, as coordenadas geográficas em escala Universal Transversa de Mercator (UTM) foram registradas do centro de cada transecto. Por fim, para medir a distância entre as áreas de coleta dos eucaliptais e as áreas naturais mais próximas foi utilizada a ferramenta régua do Google Earth Pro. Esta medida foi tirada do ponto do transecto mais próximo à área natural.

## 2.4 Análises estatísticas

Para verificar se a riqueza de espécies e de GF aumentava com a idade do eucalipto utilizamos modelos lineares generalizados (GLM). Nestes modelos, a riqueza de espécies e de GF por área foram utilizadas como variáveis resposta e as idades dos eucaliptais foram usadas como variáveis explicativas. Além disso, para verificar se a riqueza média de espécies e de GF das áreas de eucalipto considerando os estágios de produção são semelhantes entre si e às das áreas de Cerrado utilizamos modelos lineares generalizados. Neste caso a riqueza de espécies e de GF por área foram utilizadas como variáveis resposta e as categorias referentes aos estágios de produção (pré-corte e corte) foram usadas como variáveis explicativas. Utilizou-se distribuição de erros do tipo Poisson, indicada para dados de contagem, corrigindo para sub ou sobredispersão sempre que necessário (Quasi-Poisson ou Binomial Negativa). Os modelos foram submetidos à análise de resíduos para a adequação da distribuição de erros. As análises de GLM foram realizadas através do software R (R CORE TEAM, 2021) .

Para determinar se com o avanço da idade do eucalipto as áreas se tornam mais semelhantes ao Cerrado em relação a composição de espécies e de GF fizemos um GLM. Nestes modelos, utilizou-se os valores de similaridade média de *Jaccard* de cada área do eucalipto com as três áreas de Cerrado. A variável preditora foi a idade do eucalipto. Utilizou-se distribuição de erros do tipo *Binomial*, indicada para dados de porcentagem, corrigindo para sub ou sobredispersão sempre que necessário (*Quasibinomial*). Os modelos foram submetidos à análise de resíduos para a adequação da distribuição de erros. A análise de GLM foi realizada através do software R (R CORE TEAM, 2021) .

Para avaliar se a composição de espécies e de GF das áreas de eucalipto em diferentes estágios de produção são semelhantes às das áreas de Cerrado foram realizadas análises de Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) e de variância multivariada

permutacional (PERMANOVA). As matrizes de composição de espécies e funcional foram transformadas em matrizes triangulares de similaridade utilizando o índice de *Jaccard* (que considera diferenças na presença e ausência das espécies para o cálculo). Posteriormente a análise de PERMANOVA foi realizada para identificar se as categorias são estatisticamente diferentes em relação à composição de espécies e composição funcional, realizando múltiplas comparações pareadas pelo procedimento permutacional do programa. Estas análises foram realizadas no programa Primer.

Para avaliar a importância relativa das condições locais (coeficiente de penetrabilidade luminosa), atributos da paisagem (distância em relação a áreas de Cerrado e porcentagem de áreas naturais ao redor do eucalipto) e de proximidade das áreas entre si (coordenadas geográficas) para a riqueza e composição de espécies e GF, foi feita uma análise de partição da variância. Para a variável resposta similaridade com o Cerrado em relação à composição de espécies e GF não foi utilizado o agrupamento proximidade, já que não existe um significado biológico para isso, pois a proximidade entre as áreas de eucalipto não serão responsáveis por gerar maior similaridade com as áreas de Cerrado.

A análise de partição da variância auxilia a descobrir qual dos grupos de variáveis são mais importantes para influenciar cada uma das variáveis explicativas e se as explicações destes grupos são independentes ou compartilhadas. Isso é feito investigando-se quais as relações existentes entre uma variável resposta e uma ou mais variáveis ou grupos de variáveis explicativas baseando-se em múltiplas regressões lineares parciais. Esta análise é ideal para decompor a variância da variável resposta em efeitos independentes e em conjunto de grupos de variáveis explicativas. Assim, a análise permite identificar qual a porcentagem de explicação das variáveis quando consideradas sozinhas e em conjunto. A importância de se identificar a porcentagem de explicação das variáveis quando consideradas conjuntamente baseia-se no fato de que duas variáveis, ou um grupo de variáveis, podem não ser completamente independentes

uma da outra e o grau de correlação entre elas irá resultar em alguma sobreposição na variabilidade que elas explicam. Isso significa que a quantidade de explicação de uma variável individual será diferente da quantidade de explicação que ela tem depois que uma ou mais variáveis forem adicionadas ao modelo. A análise também revela a porcentagem de explicação total do modelo, ou seja, quanto da variância foi explicada pelas variáveis preditoras utilizadas. Em consequência, também mostra o quanto da variância ficou sem explicação (BORCARD; LEGENDRE; DRAPEAU, 1992; PERES-NETO et al., 2006). A análise de partição da variância foi realizada através do software R, pacote *vegan* (OKSANEN et al., 2019), função “*varpart*”. Além disso, para identificar qual a contribuição individual de cada variável explicativa foi feita uma Análise de Redundância (RDA). A análise de RDA também foi realizada no software R, pacote *vegan*, função “*rda*” (OKSANEN et al., 2019; R CORE TEAM, 2021).

### 3 RESULTADOS

Foram amostradas um total de 119 espécies de formigas (Tabela 2), sendo que no Cerrado foram registradas 72 espécies (19 delas exclusivas das áreas de Cerrado), nas áreas de pré-corte de eucalipto (idade entre um e seis anos) foram contabilizadas 68 espécies (11 exclusivas) e nas áreas de corte (idade entre 7 e 18 anos) 79 espécies (19 exclusivas). Dentre as áreas de eucalipto esta riqueza variou de 20 a 38 espécies e dentre as de Cerrado de 32 a 41 espécies por área.

As 119 espécies coletadas foram distribuídas em 11 GF, sendo eles: Generalistas (G), Predadores Epigéicos Grandes (PEG), Generalistas Hipogeicas Pequenas (GHP), Cultivadoras de Fungos (CF), Predadoras Especializadas (PE), Predadoras Epigéicas Médias (PEM), Predadoras Hipogeicas Pequenas (PHP), Predadoras Dacetine (PD), Predadoras Hipogeicas Médias (PHM), Correição (C) e Arborícolas (A). Nas áreas de Cerrado foram registradas nove grupos funcionais: G, PEG, GHP, CF, PE, PEM, PHP, PD e A. Nas áreas de pré-corte de eucalipto foram contabilizadas sete grupos funcionais: G, PEG, GHP, CF, PE, PEM, PHP. E, nas áreas de corte de eucalipto, 10 GF: G, PEG, GHP, CF, PE, PEM, PHP, PD, PHM e C.

Tabela 2 - Lista de ocorrência de espécies amostradas nas áreas de Cerradão e de eucaliptais em idade de pré-corte e corte na Fazenda Nova Monte Carmelo, Minas Gerais, Brasil.

<b>Espécie</b>	<b>Pré-corte</b>	<b>Corte</b>	<b>Cerrado</b>
<i>Dorymyrmex</i> sp.1	1	1	1
<i>Dorymyrmex</i> sp.2	1	0	0
<i>Linepithema cerradense</i> Wild, 2007	1	1	0
<i>Linepithema pulex</i> Wild, 2007	0	0	1
<i>Linepithema</i> sp.1	0	1	1
<i>Neivamyrmex</i> sp.1	0	1	0
<i>Ectatomma brunneum</i> Smith, 1858	0	1	0
<i>Ectatomma edentatum</i> Roger, 1863	1	1	1
<i>Ectatomma permagnum</i> Forel, 1908	0	0	1
<i>Ectatomma tuberculatum</i> (Oliver, 1792)	1	0	0
<i>Gnamptogenys</i> aff. <i>acuminata</i>	1	1	1
<i>Gnamptogenys</i> sp.1	1	1	0
<i>Gnamptogenys striatula</i> Mayr, 1884	0	1	1
<i>Typhlomyrmex</i> aff. <i>regenhoferi</i>	1	0	1
<i>Brachymyrmex feitosa</i> Ortiz & Fernandez, 2014	0	0	1
<i>Brachymyrmex</i> sp.1	1	1	1
<i>Brachymyrmex</i> sp.2	1	0	1
<i>Brachymyrmex</i> sp.3	1	1	0
<i>Camponotus ager</i> (Smith, 1858)	1	1	1
<i>Camponotus atriceps</i> compl. sp.1	0	1	0
<i>Camponotus atriceps</i> compl. sp.2	1	1	1
<i>Camponotus cingulatus</i> Mayr, 1862	1	1	1
<i>Camponotus</i> compl. <i>blandus</i>	1	0	1
<i>Camponotus crassus</i> Mayr, 1862	1	1	1
<i>Camponotus latangulus</i> Roger, 1863	0	0	1
<i>Camponotus melanoticus</i> Emery, 1894	1	1	1
<i>Camponotus renggeri</i> Emery, 1894	1	1	0
<i>Camponotus senex</i> (Smith, 1858)	1	1	0
<i>Camponotus</i> sp.1	1	0	0
<i>Camponotus</i> sp.2	0	1	0
<i>Camponotus</i> sp.3	0	0	1
<i>Camponotus</i> sp.4	1	1	0
<i>Camponotus</i> sp.5	0	1	1
<i>Camponotus</i> sp.6	1	1	1
<i>Camponotus</i> sp.7	0	0	1
<i>Nylanderia</i> sp.1	0	1	1
<i>Nylanderia</i> sp.2	0	1	0
<i>Acromyrmex aspersus</i> (Smith, 1858)	0	1	1
<i>Acromyrmex subterraneus</i> (Forel, 1893)	1	0	1
<i>Atta</i> cf. <i>laevigata</i>	1	1	1
<i>Cardiocondyla</i> sp.1	1	1	0
<i>Cephalotes pusillus</i> Klug, 1824	0	0	1

<i>Crematogaster</i> sp.1	1	1	0
<i>Cyphomyrmex</i> sp.1	1	1	1
<i>Myrmicocrypta</i> sp.1	1	0	0
<i>Ochetomyrmex</i> sp.1	0	1	1
<i>Pheidole fimbriata</i> Roger, 1863	0	1	1
<i>Pheidole gertrudae</i> Forel, 1886	1	0	0
<i>Pheidole megacephala</i> (Fabricius, 1793)	1	1	1
<i>Pheidole oxyops</i> Forel, 1908	1	1	1
<i>Pheidole</i> sp.1	1	1	1
<i>Pheidole</i> sp.10	1	0	0
<i>Pheidole</i> sp.11	1	1	0
<i>Pheidole</i> sp.12	1	1	1
<i>Pheidole</i> sp.13	1	1	1
<i>Pheidole</i> sp.14	1	1	1
<i>Pheidole</i> sp.15	1	1	1
<i>Pheidole</i> sp.16	0	1	0
<i>Pheidole</i> sp.17	1	0	0
<i>Pheidole</i> sp.18	1	1	0
<i>Pheidole</i> sp.19	1	0	0
<i>Pheidole</i> sp.2	1	1	1
<i>Pheidole</i> sp.20	0	0	1
<i>Pheidole</i> sp.21	1	0	0
<i>Pheidole</i> sp.22	0	0	1
<i>Pheidole</i> sp.23	0	1	1
<i>Pheidole</i> sp.24	0	0	1
<i>Pheidole</i> sp.26	1	1	0
<i>Pheidole</i> sp.27	0	1	1
<i>Pheidole</i> sp.28	1	1	1
<i>Pheidole</i> sp.29	1	1	1
<i>Pheidole</i> sp.3	1	1	0
<i>Pheidole</i> sp.30	1	1	1
<i>Pheidole</i> sp.4	0	1	0
<i>Pheidole</i> sp.5	0	1	0
<i>Pheidole</i> sp.6	0	0	1
<i>Pheidole</i> sp.7	1	1	1
<i>Pheidole</i> sp.8	1	1	1
<i>Pheidole</i> sp.9	1	1	1
<i>Pogonomyrmex naegelii</i> Emery, 1878	0	1	0
<i>Rogeria</i> sp.1	0	1	0
<i>Sericomyrmex</i> sp.1	0	1	1
<i>Solenopsis</i> sp.1	1	1	1
<i>Solenopsis</i> sp.10	1	1	1
<i>Solenopsis</i> sp.2	0	1	0
<i>Solenopsis</i> sp.3	0	1	0
<i>Solenopsis</i> sp.4	0	1	0
<i>Solenopsis</i> sp.5	0	0	1

<i>Solenopsis</i> sp.6	0	0	1
<i>Solenopsis</i> sp.7	1	1	0
<i>Solenopsis</i> sp.8	1	1	0
<i>Solenopsis</i> sp.9	0	0	1
<i>Strumigenys</i> aff. <i>zeteki</i>	0	0	1
<i>Strumigenys</i> <i>perparva</i> Brown, 1958	0	0	1
<i>Strumigenys</i> sp.1	0	1	0
<i>Trachymyrmex</i> sp.1	1	1	0
<i>Trachymyrmex</i> sp.2	0	1	0
<i>Trachymyrmex</i> sp.3	0	0	1
<i>Trachymyrmex</i> sp.4	0	1	0
<i>Tranopelta</i> cf. <i>gilva</i>	0	0	1
<i>Wasmannia</i> <i>affinis</i> Santschi, 1929	0	0	1
<i>Wasmannia</i> <i>auropunctata</i> (Roger, 1863)	1	1	1
<i>Wasmannia</i> sp.1	0	1	0
<i>Anochenus</i> sp.1	0	1	0
<i>Hypoponera</i> sp.1	0	1	1
<i>Hypoponera</i> sp.2	1	0	0
<i>Neoponera</i> cf. <i>vilosa</i>	1	0	1
<i>Neoponera</i> <i>marginata</i> (Roger, 1861)	1	1	1
<i>Neoponera</i> <i>verenae</i> Forel, 1922	0	1	1
<i>Odontomachus</i> <i>chelifer</i> (Latreille, 1802)	1	1	1
<i>Odontomachus</i> <i>meinerti</i> Forel, 1905	1	1	1
<i>Odontomachus</i> sp.1	1	1	0
<i>Pachycondyla</i> <i>harpax</i> complex sp.1	1	1	1
<i>Pachycondyla</i> sp.2	0	0	1
<i>Pachycondyla</i> <i>striata</i> Smith, 1858	1	0	1
<i>Pseudoponera</i> <i>gilberti</i> (Kempf, 1960)	1	0	0
<i>Pseudomyrmex</i> <i>tenuis</i> (Fabricius, 1804)	1	0	1
<i>Pseudomyrmex</i> <i>termitarius</i> (Smith, 1855)	1	0	0
Total	68	79	72

Fonte: produção própria

A idade do eucalipto não influenciou a riqueza de espécies ( $\text{Chi} = 11,37$ ;  $p = 0,10$ ) e de GF ( $F = 0,67$ ;  $p = 0,43$ ). A riqueza média de espécies ( $\text{Chi} = 13,64$ ;  $p = 0,01$ ) foi maior no Cerrado e menor nas áreas de pré-corte de eucalipto. As áreas de corte apresentaram riqueza média de espécies semelhante às áreas de pré-corte e de Cerrado. Já, a riqueza média de GF não diferiu entre as diferentes áreas de produção e o Cerrado ( $F = 0,95$ ;  $p = 0,41$ ) (Figura 5).

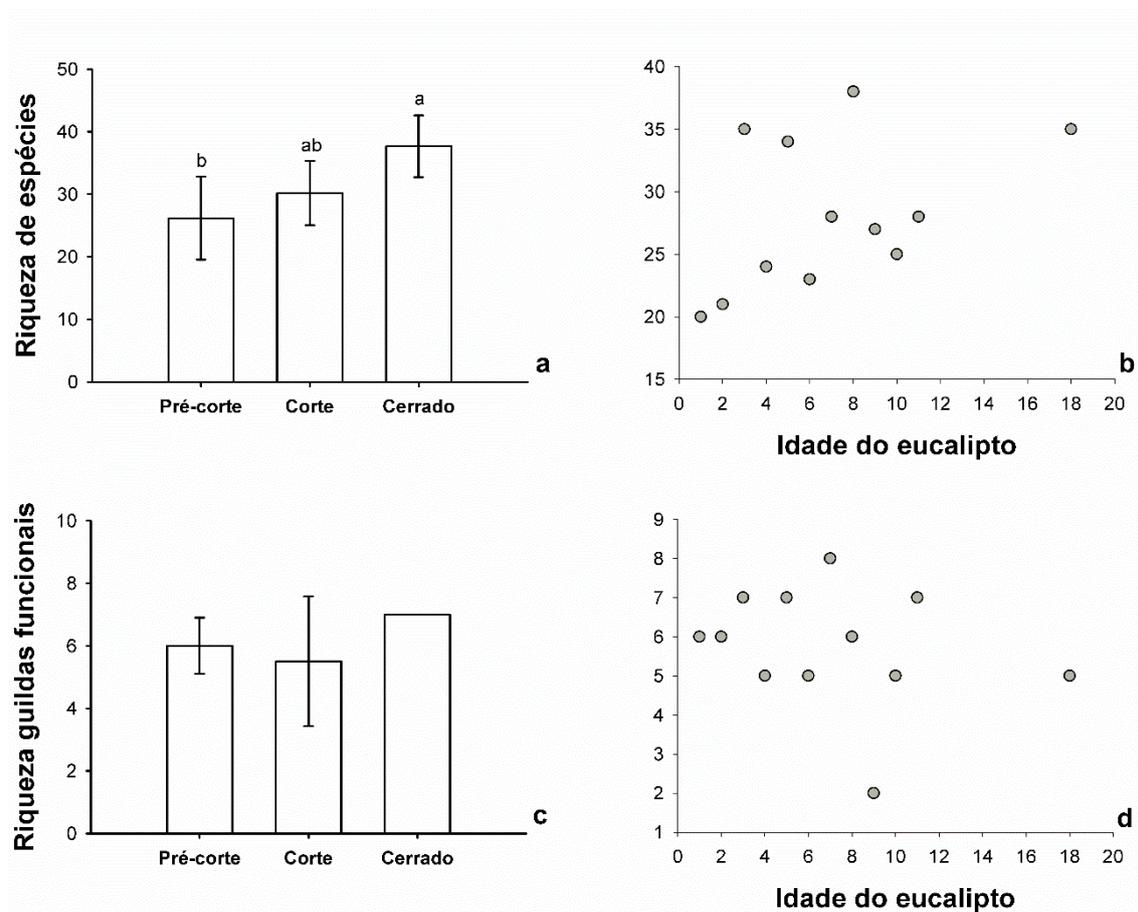


Figura 5 - Riqueza média de espécies  $\pm$  desvio padrão (a) e de grupos funcionais (c) entre as categorias de tipos de habitat. Letras diferentes representam diferenças significativas entre as categorias ( $p < 0.05$ ). Ausência de relação entre a riqueza de espécies (b) e de grupos funcionais (d) com a idade do eucalipto.

A similaridade das áreas de eucalipto com as áreas de Cerrado em relação a composição de espécies e de GF não foi alterada pela idade do eucalipto (Composição de espécies:  $F = 0,70$ ;  $p = 0,42$ ; Composição funcional:  $F = 1,02$ ;  $p = 0,33$ ) (Figura 6). Ou seja, o aumento da idade do eucalipto não gera um aumento da similaridade destas áreas com o Cerrado nativo.

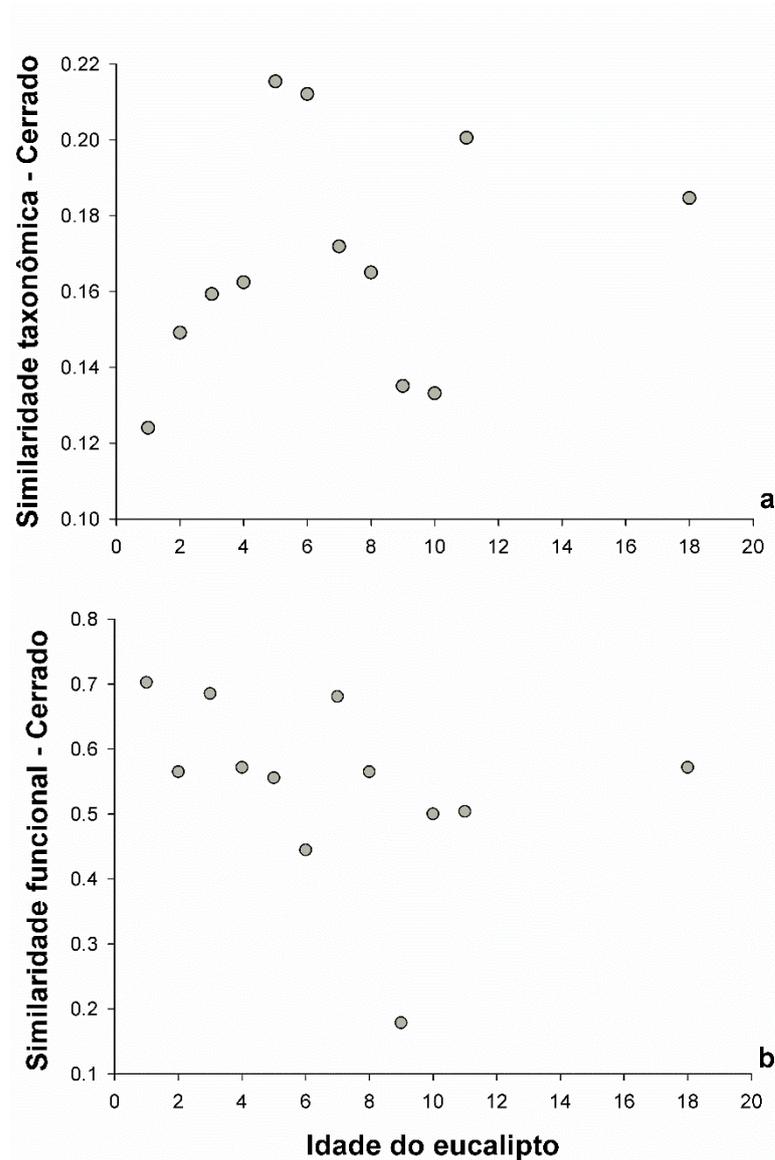


Figura 6 - Similaridade das áreas de eucalipto com as áreas de Cerrado em relação a composição de espécies (a) e de grupos funcionais (b) com a idade do eucalipto.

A composição de espécies foi semelhante entre as áreas de eucalipto em fase de pré-corte e corte ( $t = 1,06$ ;  $p = 0,23$ ), mas estas áreas diferiram do Cerrado (Pré-corte vs. Cerrado:  $t = 1,55$ ,  $p = 0,01$ ; Corte vs. Cerrado:  $t = 1,76$ ,  $p = 0,01$ ) (Figura 7). A similaridade média entre as áreas de pré-corte e corte foi de 29%, enquanto a similaridade entre pré-corte e Cerrado foi de 17% e de corte e Cerrado 16%. Diferentemente, a composição de GF não diferiu entre as áreas em diferentes estágios de produção e o Cerrado (Pseudo-F = 1,45;  $p = 0,16$ ). A

similaridade média entre as áreas de pré-corte e corte foi de 57%, enquanto a similaridade entre pré-corte e Cerrado foi de 58% e de corte e Cerrado 49%. A similaridade média na composição de GF entre as áreas foi maior do que a composição de espécies.

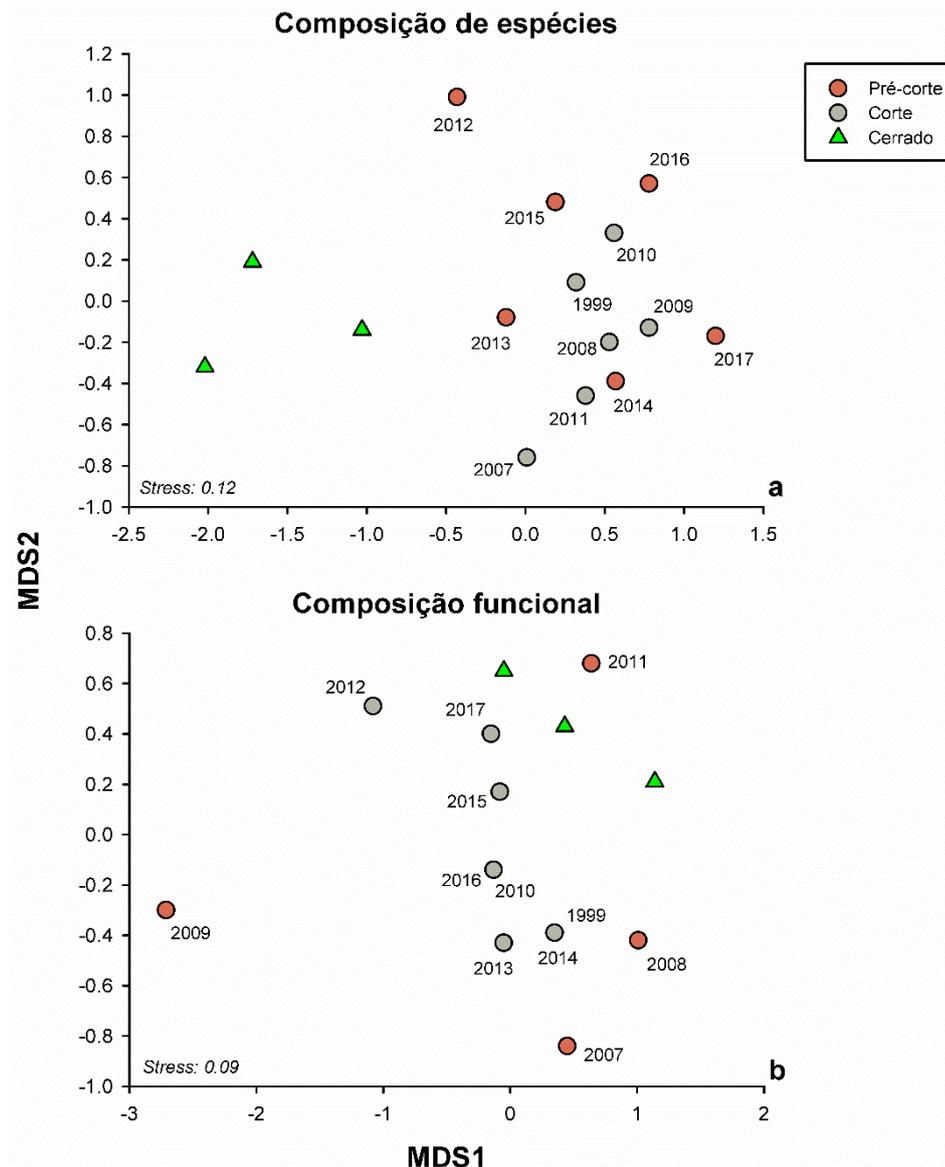
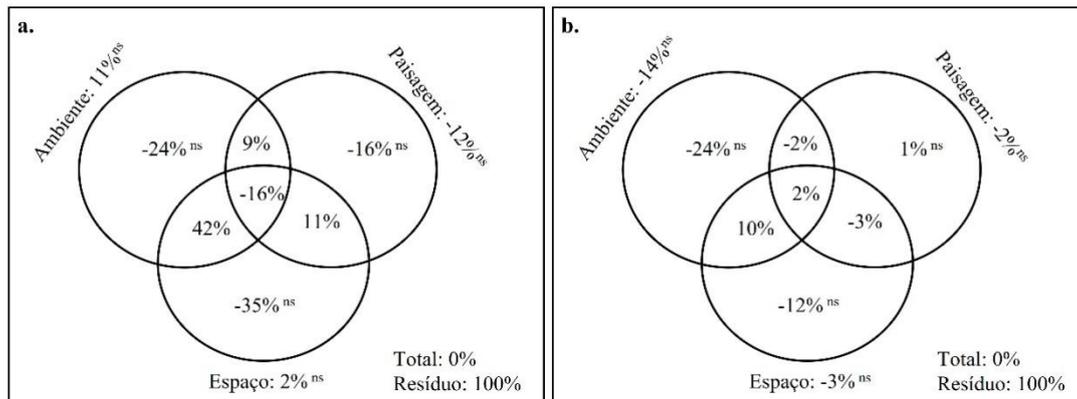


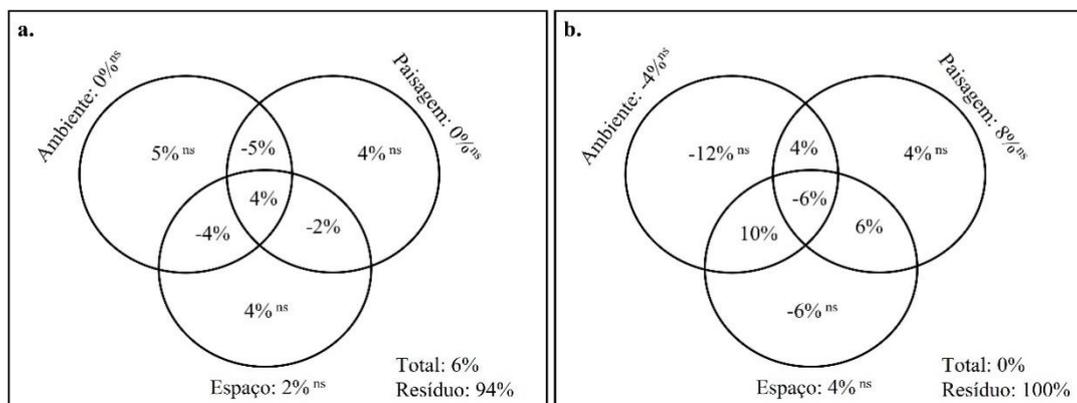
Figura 7 – NMDS baseado na similaridade de *Jaccard* (presença e ausência) com a finalidade de comparar a composição de espécies (a) e de grupos funcionais (b) entre os estágios de produção (eucalipto em fase de pré-corte, corte e áreas de Cerrado). Nos pontos do gráfico são apresentados o ano em que o eucalipto foi plantado.

Nenhuma das variáveis resposta (riqueza e composição de espécies e grupos funcionais) foram influenciadas pelos grupamentos de variáveis considerados (local, paisagem e proximidade) (Tabela 3). A maioria dos modelos de partição da variância não explicou o coeficiente de variação. A única exceção foi o modelo de composição de espécies que explicou um total de 6% (Figura 8).

## Riqueza



## Composição



## Similaridade com o Cerrado

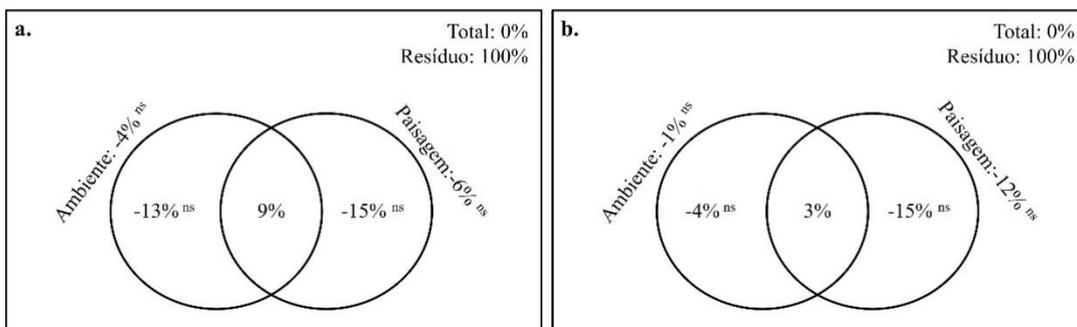


Figura 8 - Diagrama de Venn mostrando os resultados da partição da variância. Na figura encontram-se os valores de porcentagem de explicação ( $R^2$  ajustado) dos agrupamentos de variáveis do ambiente local (idade do eucalipto e coeficiente de variação da penetrabilidade luminosa), variáveis de paisagem (distância em relação à áreas de Cerrado e porcentagem de áreas naturais ao redor dos eucaliptos) e espaço (coordenadas geográficas) para determinar a riqueza de espécies (a) e de grupos funcionais (b), a composição de espécies (a) e de grupos funcionais (b) entre as áreas de eucalipto e a similaridade com o Cerrado em relação a composição de espécies (a) e de grupos funcionais (b). Asterisco indica que a explicação da variável foi significativa e “ns” que não foi significativa. As frações de explicação total (considerando as explicações independentes e compartilhadas) estão listadas acima dos círculos e

retângulo, e frações individuais estão indicadas dentro do diagrama de *Venn*. Áreas de sobreposição do círculo e retângulo indicam porcentagem de explicação compartilhada entre as duas variáveis. Valores negativos no modelo devem ser interpretados como apresentando 0% de explicação.

Tabela 3 - Quantidade de variação da riqueza de espécies (RE), riqueza de grupos funcionais (RF), composição de espécies (CE), composição funcional (CF), similaridade com o Cerrado em relação a composição de espécies (SE) e composição funcional (SF) explicada por cada uma das variáveis preditoras. Na tabela é apresentado o  $R^2$  ajustado que foi calculado usando análise de redundância (RDA) (valores de p foram gerados através de procedimento de permutação).

Categorias	Variáveis	RE		RF		CE		CF		SE		SF	
		$R^2$	p	$R^2$	p	$R^2$	p	$R^2$	p	$R^2$	p	$R^2$	p
Ambiente	Dossel (%)	-0.001	0.37	-0.09	0.89	-0.0009	0.70	-0.02	0.64	-0.01	0.40	-0.01	0.29
	Idade	0.11	0.15	-0.03	0.43	0.007	0.30	0.0006	0.43	-0.02	0.41	0.01	0.27
Paisagem	Distância	-0.09	0.81	-0.09	0.86	0.001	0.43	0.005	0.37	-0.06	0.62	-0.07	0.58
	Cerrado (%)	-0.02	0.40	0.01	0.3	-0.005	0.62	-0.007	0.47	-0.08	0.71	-0.01	0.39
Espaço	Coordenadas	0.01	0.37	-0.03	0.45	0.01	0.18	0.04	0.24				

Fonte: produção própria

#### 4 DISCUSSÃO

Durante o desenvolvimento do cultivo dos eucaliptais, do plantio aos 18 anos de idade, não houve aproximação de riqueza nem de composição de espécies e GF às áreas de Cerrado. Ou seja, nem mesmo os eucaliptais em idade extremamente avançada para cultivo comercial (18 anos) tiveram as suas assembleias aproximadas às de áreas naturais. Apesar disso, ao dividirmos os eucaliptais em áreas de pré-corte e áreas de corte, obtivemos que áreas de pré-corte apresentam menor riqueza média de espécies que as áreas de Cerrado, entretanto as áreas de corte não apresentaram riqueza média distinta entre as Cerrado e de pré-corte, posicionando-se de maneira intermediária entre as áreas. A composição de espécies, entretanto foi distinta entre as áreas de Cerrado e as áreas de eucaliptais (que foram semelhantes entre si). No que diz respeito à riqueza e à composição de GF, não houve diferença entre os tratamentos, indicando que os GF de formigas não são impactados pela produção de eucalipto.

Em total desconformidade com nossa primeira hipótese – que a riqueza e composição de espécies e de GF de formigas se aproxima às das áreas naturais com o aumento da idade dos eucaliptais – não houve acréscimo na riqueza de espécies e GF com o aumento da idade das áreas dos eucaliptais. Sendo assim, afirmamos que o aumento da idade desta cultura não aproxima as características das assembleias de formigas às das áreas naturais. Isto demonstra que, diferente do observado em outros estudos acerca das comunidades de formigas em eucaliptais abandonados (e.g. MARTELLO et al., 2018), os cultivos de eucaliptais com foco comercial não apresentam valor para a conservação de espécies e de GF. Esta característica só aparece no caso de plantações abandonadas há muitos anos, pelo menos 24 anos (MARTELLO et al., 2018).

Wu et al., (2015), utilizando as plantas do sub-bosque como modelo obteve resultados similares aos nossos, não havendo alteração na riqueza de espécies e GF durante o cultivo dos eucaliptais na China, esta diferença só foi visível ao analisar eucaliptais de 28 anos de idade

que apresentaram riqueza de espécies e GF superiores às dos anos iniciais. Outros trabalhos como o de Pairo et al. (2021), demonstram que o avanço da idade do cultivo de eucaliptos pode estar também relacionado à redução na diversidade de espécies e GF de plantas, mostrando assim que os eucaliptais não apenas não auxiliam a manutenção da biodiversidade como atrapalham.

Em parcial conformidade com nossa hipótese 2 – que áreas de pré-corte (1-6 anos) apresentam riqueza e composição mais dissimilar em relação às áreas naturais e que as áreas de corte (7 anos em diante) apresentam incremento na similaridade com as áreas naturais – áreas de pré-corte apresentaram menor riqueza de espécies do que as áreas naturais, mas não houve diferença entre áreas de corte e Cerrado. Estes dados são comparáveis aos de Martello et al. (2018), em que obteve-se que a diversidade é crescente entre eucaliptais manejados e abandonados (28 anos). A disponibilidade de luz no interior dos eucaliptais favorece o estabelecimento do sub-bosque do Cerrado (SAPORETTI JR; MEIRA NETO; ALMADO, 2003; VIEIRA et al., 2017), que por sua vez incrementa a diversidade vegetal local que alavanca a riqueza local de espécies (AGUIAR et al., 2021). Portanto, a silvicultura de eucalipto em sua maneira mais tradicional (ciclo de 7 anos) impacta negativamente a riqueza de espécies de formigas, mas em cultivos mais longos para a utilização na confecção de móveis este impacto não é observado.

Já em relação a riqueza de GF não houve diferença entre corte, pré-corte e Cerrado, indicando que embora a silvicultura no pré-corte impacte negativamente a riqueza de espécies, este impacto não é observado na riqueza de GF. Estes resultados indicam que as espécies são mais sensíveis à variação de habitat do que os GF e que por mais que a riqueza de espécies possa ser reduzida, a manutenção da riqueza de GF mantém a redundância da comunidade baixa nos eucaliptais.

A redução da riqueza de espécies sem que haja redução na riqueza de GF pode ocorrer

como resultado da simplificação do habitat, que reduz a disponibilidade de nichos equivalentes ocupados por determinados GF, conseqüentemente aumentando a competição das espécies pelos nichos. Este padrão também foi observado por Rabello et al., (2021), em estudos realizados em fitofisionomias do Cerrado, em áreas de pastagens e eucaliptais. Eles discutem que a mudança no uso da terra frequentemente gera uma alteração na frequência de ocorrência das espécies, mas não nos GF. Outros estudos, entretanto, afirmam que a silvicultura pode impactar negativamente a riqueza de GF (MARTELLO et al., 2018; PAIRO et al., 2021).

No que diz respeito à composição de espécies, houve diferenciação entre o Cerrado e as áreas de eucaliptais, entretanto a composição entre as áreas de pré-corte e corte foi semelhante. Estes resultados indicam que independente dos eucaliptais serem recém-plantados ou estarem em período de corte, a composição de espécies em seu interior não muda, tampouco se aproxima à composição de uma área natural. Isto explicita o impacto de longo prazo dos eucaliptais na homogeneização da composição de espécies da comunidade. A composição de GF, por outro lado, não apresentou diferenças, reforçando a ideia de que por mais que a silvicultura impacte negativamente a riqueza e composição de espécies, a manutenção da riqueza e composição funcional é preservada. Esta preservação da composição funcional se faz importante por representar a gama de atividades que os organismos executam no interior de um ecossistema, sendo que a alta diversidade funcional representa baixa redundância nas atividades das assembleias.

Por fim, nenhuma das variáveis resposta (riqueza e composição de espécies e funcional) foram influenciadas pelas variáveis consideradas (ambiente, paisagem e espaço). Outros fatores não levantados neste estudo podem ter influenciado os parâmetros das assembleias de formigas, tais como a heterogeneidade de habitat, área basal das árvores, cobertura de gramíneas e diversidade de plantas (AGUIAR et al., 2021; DALLE LASTE; DURIGAN; ANDERSEN, 2019; RAMOS et al., 2018; VASCONCELOS et al., 2019). Para o nosso conhecimento, este é

o primeiro trabalho que analisa o impacto de variáveis ambientais, locais e de paisagens, nas assembleias de formigas em silvicultura de eucalipto.

Concluimos, desta forma, que o avanço da idade na silvicultura de eucalipto não aproxima a riqueza e composição de espécies às das áreas nativas. Entretanto, ao dividirmos os talhões em pré-corte e corte vimos que o impacto na riqueza de espécies de formigas ocorre apenas nos talhões de pré-corte, os talhões em idade de corte não se diferenciam em termos de riqueza média aos talhões em idade de pré-corte nem aos fragmentos de Cerrado. Entretanto, no que diz respeito à composição de espécies vimos que em nenhum cenário os eucaliptais se aproximam às áreas de Cerrado, demonstrando assim o impacto de longo prazo dos eucaliptais nas comunidades de formigas. Por fim, vale ressaltar que em termos de Grupos Funcionais, a silvicultura de eucalipto não impactou às formigas, mantendo tanto a riqueza quanto a composição de Grupos Funcionais.

## 5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACOSTA, I. Green Desert' Monoculture Forests Spreading in Africa and South America. **The Guardian**, 2011.
- AGUIAR, J. J. M. et al. Plant richness drives ant diversity in Eucalyptus-dominated landscape on Brazilian savanna. **Austral Ecology**, p. 1–9, 2021.
- ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.
- BACCARO, F. B. et al. **Guia para os gêneros de formigas do Brasil**. [s.l.: s.n.].
- BARLOW, J. et al. Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 104, n. 47, p. 18555 LP – 18560, 20 nov. 2007.
- BESTELMEYER, B. T. et al. Field techniques for the study of ground-dwelling ants: an overview, description, and evaluation. **Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity**, p. 122–144, 2000.
- BIHN, J. H.; GEBAUER, G.; BRANDL, R. Loss of functional diversity of ant assemblages in secondary tropical forests. **Ecology**, v. 91, n. 3, p. 782–792, 1 mar. 2010.
- BORCARD, D.; LEGENDRE, P.; DRAPEAU, P. Partialling out the spatial component of ecological variation. **Ecology**, v. 73, n. 3, p. 1045–1055, 1992.
- BOUCHER, D.; ELIAS, P. Planting for the Future How Demand for Wood Products Could Be Friendly to Tropical Forests. **Union of Concerned Scientists, Cambridge, MA, USA**, 2014.
- BRANDÃO, C. R. F.; SILVA, R. R.; DELABIE, J. H. C. Neotropical Ants (Hymenoptera) Functional Groups: Nutritional and Applied Implications. **Insect Bioecology and Nutrition for Integrated Pest Management**, p. 231–254, 2012.
- BROCKERHOFF, E. G. et al. Role of eucalypt and other planted forests in biodiversity conservation and the provision of biodiversity-related ecosystem services. **Forest Ecology and Management**, v. 301, p. 43–50, 1 ago. 2013.
- CARVALHO, R. L. et al. Understanding what bioindicators are actually indicating: Linking disturbance responses to ecological traits of dung beetles and ants. **Ecological Indicators**, v. 108, p. 105764, 1 jan. 2020.
- DALLE LASTE, K. C.; DURIGAN, G.; ANDERSEN, A. N. Biodiversity responses to land-use and restoration in a global biodiversity hotspot: Ant communities in Brazilian Cerrado. **Austral Ecology**, v. 44, n. 2, p. 313–326, 2019.
- DE CARVALHO, D. C. et al. Phytosociology of native species in the understory of a corymbia citriodora stand in Espírito Santo State, Brazil. **Floresta e Ambiente**, v. 26, n. 4, 2019.
- DEJEAN, A. et al. The fire ant *Solenopsis saevissima* and habitat disturbance alter ant communities. **Biological Conservation**, v. 187, p. 145–153, 1 jul. 2015.

- DEL TORO, I.; RIBBONS, R. R.; PELINI, S. L. The little things that run the world revisited. **Myrmecological News**, v. 14, n. August, p. 133–146, 2012.
- DELABIE, J. H. C. et al. Ants as biological indicators of Wayana Amerindian land use in French Guiana. **Comptes Rendus Biologies**, v. 332, n. 7, p. 673–684, 1 jul. 2009.
- DÍAZ, S.; CABIDO, M. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 16, n. 11, p. 646–655, 2001.
- FAO. **Main report**. [s.l.: s.n.].
- FOLGARAIT, P. J. Ant biodiversity and its relationship to ecosystem functioning: a review. **Biodiversity & Conservation**, v. 7, n. 9, p. 1221–1244, 1998.
- FONSECA, C. R. et al. Towards an ecologically-sustainable forestry in the Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1209–1219, 2009.
- FORRESTER, D. I. et al. Mixed-species plantations of Eucalyptus with nitrogen-fixing trees: A review. **Forest Ecology and Management**, v. 233, n. 2, p. 211–230, 2006.
- FRAZER, G.; CANHAM, C.; LERTZMAN, K. Gap Light Analyzer (GLA), Version 2.0: Imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from true-colour fisheye photographs, users manual and program documentation. **Program**, p. 36, 1999.
- GELDENHUYS, C. J.; ATSAME-EDDA, A.; MUGURE, M. W. Facilitating the recovery of natural evergreen forests in South Africa via invader plant stands. **Forest Ecosystems**, v. 4, n. 1, 2017.
- GODED, S. et al. Effects of eucalyptus plantations on avian and herb species richness and composition in North-West Spain. **Global Ecology and Conservation**, v. 19, p. e00690, 1 jul. 2019.
- GRAVES, G. R. Recent large-scale colonisation of southern pine plantations by Swainson's Warbler *Limnothlypis swainsonii*. **Bird Conservation International**, v. 25, n. 3, p. 280–293, 2015.
- HANSEN, M. C. et al. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. **Science**, v. 342, n. 6160, p. 850–853, 15 nov. 2013.
- IBA. nuário estatístico do IBÁ. Ano base 2019. Indústria brasileira de árvores. **Associação Brasileira de Árvores**, p. 160, 2020.
- JACOBOSKI, L. I.; MENDONÇA-LIMA, A. DE; HARTZ, S. M. Structure of bird communities in eucalyptus plantations: nestedness as a pattern of species distribution. **Brazilian Journal of Biology**, v. 76, p. 583–591, 2016.
- JIMÉNEZ-CARMONA, F.; CARPINTERO, S.; REYES-LÓPEZ, J. L. Ants (Hymenoptera: Formicidae) as surrogates for epigeic arthropods in Northern Andalusian 'dehesas' (Spain). **Sociobiology**, v. 67, n. 2, p. 201–212, 2020.
- 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. 4, p. 871–888, 2013.

- LOHBECK, M. et al. Functional diversity changes during tropical forest succession. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 14, n. 2, p. 89–96, 2012.
- LUGO, A. E. The apparent paradox of reestablishing species richness on degraded lands with tree monocultures. **Forest Ecology and Management**, v. 99, n. 1, p. 9–19, 1997.
- MADALCHO, A. B. et al. Is the expansion of Eucalyptus tree a curse or an opportunity? Implications from a dispute on the trees ecological and economic impact in Ethiopia: A review. **Journal of Ecology and the Natural Environment**, v. 11, n. 6, p. 75–83, 2019.
- MARTELLO, F. et al. Homogenization and impoverishment of taxonomic and functional diversity of ants in Eucalyptus plantations. **Scientific Reports**, v. 8, n. 1, p. 3266, 2018.
- MARTINS, S. V. A. contribuição do eucalipto para a restauração ea conservação de florestas nativas. **Eucaliptocultura no Brasil: Silvicultura, Manejo e Ambiência. Viçosa: Sociedade de Investigações Florestais**, p. 517–526, 2013.
- O'CALLAGHAN, C. J. et al. The role of planted forests in the provision of habitat: an Irish perspective. **Biodiversity and Conservation**, v. 26, n. 13, p. 3103–3124, 2017.
- OKSANEN, J. et al. **vegan: Community Ecology Package. 2019. R package version 2.5-6**, 2019.
- PACHECO, R. et al. **A comparison of the leaf-litter ant fauna in a secondary atlantic forest with an adjacent pine plantation in southeastern Brazil Neotropical Entomology scielo** , , 2009.
- PAIRO, P. E. et al. Changes in taxonomic and functional diversity of plants in a chronosequence of Eucalyptus grandis plantations. **Scientific Reports**, v. 11, n. 1, p. 10768, 2021.
- 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.
- PERES-NETO, P. R. et al. Variation partitioning of species data matrices: estimation and comparison of fractions. **Ecology**, v. 87, n. 10, p. 2614–2625, out. 2006.
- PRYDE, E. C. et al. Conservation of tropical forest tree species in a native timber plantation landscape. **Forest Ecology and Management**, v. 339, p. 96–104, 2015.
- QIU, L. Rare southern songbird thrives in 'Biological Deserts.' **National Geographic.**, 2014.
- QUANTUM, G. I. S. Development Team Quantum GIS Geographic Information System. 2017. **Open Source Geospatial Foundation Project <http://qgis.org/en/site>**, 2012.
- RABELLO, A. M. et al. Taxonomic and functional approaches reveal different responses of ant assemblages to land-use changes. **Basic and Applied Ecology**, v. 54, p. 39–49, 1 ago. 2021.
- RAMOS, C. S. et al. Environmental drivers of ant species richness and composition across the Argentine Pampas grassland. **Austral Ecology**, v. 43, n. 4, p. 424–434, 2018.
- RIBAS, C. R. et al. Tree heterogeneity, resource availability, and larger scale processes regulating arboreal ant species richness. **Austral Ecology**, v. 28, n. 3, p. 305–314, 2003.

- RODRIGUES, R. R.; MARTINS, S. V.; GANDOLFI, S. P. P.-N. YORK. **High diversity forest restoration in degraded areas: methods and projects in Brazil** Nova Science Publishers, Inc, , 2007.
- SAPORETTI JR, A. W.; MEIRA NETO, J. A. A.; ALMADO, R. Phytosociology of a cerrado understory in a stand of *Eucalyptus grandis* W. Hill ex Maiden in Bom Despacho-MG. **Revista Árvore**, v. 27, n. 6, p. 905–910, 2003.
- TEAM, R. C. R: 2019. **A Language and Environment for Statistical Computing version**, v. 3, n. 1, 2020.
- TEAM, R. C. R: **A language and environment for statistical computing (R Version 4.0. 3, R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2020)**, 2021.
- TEIXEIRA, D. et al. Management of Eucalyptus plantations influences small mammal density: Evidence from Southern Europe. **Forest Ecology and Management**, v. 385, p. 25–34, 2017.
- TIMO, T. P. et al. Effect of the plantation age on the use of Eucalyptus stands by medium to large-sized wild mammals in south-eastern Brazil. **iForest - Biogeosciences and Forestry**, v. 8, n. 2, p. 108–113, 2014.
- VALE, R. S. DO. **Agrossilvicultura Com Eucalipto Como Alternativa Para O Desenvolvimento Sustentável Da Zona Da Mata De Minas Gerais**. [s.l: s.n.].
- VASCONCELOS, H. L. et al. Congruent spatial patterns of ant and tree diversity in Neotropical savannas. **Biodiversity and Conservation**, v. 28, n. 5, p. 1075–1089, 2019.
- VIANI, R. A. G. et al. Natural regeneration under forest plantations “Green Deserts” or mileu for biodiversity? **Ciência Florestal**, v. 20, n. 3, p. 533–552, 30 set. 2010.
- VIEIRA, D. A. et al. Cerrado natural regeneration in understory of Eucalyptus sp. stands, in the Federal District, Brazil. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 12, n. 1, p. 68–73, 2017.
- WARMAN, R. D. Global wood production from natural forests has peaked. 2014.
- WU, J. et al. Should exotic Eucalyptus be planted in subtropical China: insights from understory plant diversity in two contrasting Eucalyptus chronosequences. **Environmental management**, v. 56, n. 5, p. 1244–1251, 2015.

## **A muralha: como efeito de borda afeta as comunidades de formigas no Cerrado e nos plantios de eucalipto?**

Jonas José Mendes Aguiar<sup>1</sup>, Ícaro Wilker Gonzaga<sup>1</sup>, Antônio César Medeiros de Queiroz<sup>1</sup>,  
Jean Carlos Santos<sup>2</sup>, Carla Rodrigues Ribas<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Laboratório de Ecologia de Formigas, Departamento de Ecologia e Conservação, Programa de Pós Graduação em Ecologia Aplicada, Instituto de Ciências Naturais, Universidade Federal de Lavras

<sup>2</sup> Laboratório de Ecologia e Biodiversidade, Departamento de Ecologia, Universidade Federal de Sergipe

<sup>3</sup> Lancaster Environment Centre, Lancaster University, LA1 4YQ, Lancaster, UK

## RESUMO

A perda de habitats e a fragmentação são consideradas umas das maiores ameaças à biodiversidade. Estes fatores resultam na criação de bordas florestais. Às interações bióticas e abióticas que ocorrem entre os fragmentos florestais e as matrizes antrópicas dá-se o nome de efeito de borda. Estas interações podem impactar diretamente as assembleias de muitos grupos taxonômicos podendo também mudar a relação entre eles. Neste estudo, buscamos compreender como se estabelece o efeito de borda em áreas de Cerradão e áreas convertidas em eucaliptais utilizando as formigas como modelo. As nossas hipóteses são: (1) que as bordas dos eucaliptais apresentam maior riqueza de espécies que o interior por estarem mais próximas às áreas fonte (Cerradão), enquanto as bordas de Cerradão apresentam menor riqueza devido à influência da matriz (eucalipto); (2) ambas apresentam composições distintas de espécies de formigas arborícolas e epigéicas, na borda e no interior dos talhões e fragmentos; (3) que áreas com menor penetrabilidade luminosa, tanto de eucaliptais quanto de Cerradão, têm maior riqueza de espécies de formigas. O estudo foi realizado na Fazenda Nova Monte Carmelo, pertencente à empresa Duratex S.A. A riqueza de espécies de formigas epigéicas das áreas de eucaliptais e de Cerradão não foram afetadas pela distância da borda. Somente a riqueza de formigas arborícolas das áreas de Cerradão apresentou relação negativa com a distância da borda. Para a composição, o único grupo que apresenta diferença de composição entre borda e interior são as formigas epigéicas em áreas de Cerradão. Formigas arborícolas de reserva de Cerrado, ou formigas arborícolas e epigéicas em eucaliptais apresentam composição da borda e interior semelhante. A riqueza de espécies de formigas arborícolas e epigéicas em áreas de eucaliptais e de Cerradão não tiveram relação com a penetrabilidade luminosa. Desta forma, as bordas são ambientes mais negativos para as formigas em Cerradão do que em eucaliptais. No que diz respeito à penetrabilidade luminosa, diferente do que esperávamos, esta característica não teve correlação com a riqueza de espécies de formigas nem nas áreas de eucaliptais e nem nas áreas de Cerradão. Estes resultados demonstram que outros fatores podem estar mais relacionados à diversidade de formigas do que a penetrabilidade luminosa.

Palavras chave: Silvicultura, Savana brasileira, Myrmecofauna.

## ABSTRACT

Habitat loss and fragmentation are considered one of the greatest threats to biodiversity. These factors result in the creation of forest edges. The biotic and abiotic interactions that occur between forest fragments and anthropic matrices are called the edge effect. These interactions can directly impact the assemblages of many taxonomic groups and can also change the relationship between them. In this study, we seek to understand how the edge effect is established in areas of Cerradão and areas converted to eucalyptus using ants as a model. Our hypotheses are: (1) that the edges of the eucalyptus groves have greater species richness than the interior because they are closer to the source areas (Cerradão), while the edges of the Cerradão have lower richness due to the influence of the matrix (eucalyptus); (2) both have different compositions of arboreal and epigeic ant species, on the edge and inside the stands and fragments; (3) that areas with less canopy cover, both of eucalyptus and Cerradão, have greater richness of ant species. The study was carried out at Fazenda Nova Monte Carmelo, belonging to the company Duratex S.A. The species richness of epigeic ants in the eucalyptus and Cerradão areas was not affected by the distance from the edge. Only the richness of arboreal ants in the Cerrado areas showed a negative relationship with the distance from the edge. For the composition, the only group that presents a composition difference between edge and interior are epigeic ants in Cerrado areas. Arboreal reserve ants in Cerradão, or arboreal and epigeic ants in eucalyptus plantations, have similar border and interior composition. The species richness of arboreal and epigeic ants in eucalyptus and Cerradão areas was not related to canopy cover. Thus, edges are more negative environments for ants in Cerradão than in eucalyptus plantations. With regard to the canopy cover, different from what we expected, this characteristic was not correlated with the richness of ant species neither in the eucalyptus areas nor in the Cerradão areas. These results demonstrate that other factors may be more related to ant diversity than canopy cover.

Keyword: Silviculture, Brazilian savanna, Myrmecofauna

## 1 INTRODUÇÃO

A perda e a fragmentação de habitats são consideradas uma das maiores ameaças à diversidade biológica (FAHRIG, 2019). Ela consiste na diminuição de áreas naturais contínuas convertendo-as em áreas menores, fragmentos absortos por matrizes alteradas em sua maioria compostas por estradas, pastos e plantações (HADDAD et al., 2015; TAUBERT et al., 2018) e resulta na criação de bordas florestais (FISCHER et al., 2021). Em ecologia, as bordas florestais são definidas como a interface entre dois ecossistemas de estrutura e composição contrastante (HARPER et al., 2005). Às interações bióticas e abióticas que ocorrem entre os fragmentos naturais remanescentes e as matrizes antrópicas que resultam em uma diferença notável na composição e diversidade de espécies locais ou funcionamento ecológico próximos à borda dá-se o nome de efeito de borda (HADDAD et al., 2015; HARPER et al., 2005; MURCIA, 1995). Estas interações podem ter impactos diretos nas assembleias de muitos grupos taxonômicos, podendo também modificar as relações entre eles (HADDAD et al., 2015; MURCIA, 1995).

Segundo Magura et al. (2017), para se compreender com maior clareza os efeitos de borda deve-se levar em consideração não apenas a origem da borda, mas também o histórico do uso da terra e a forma com que a borda foi mantida. Esses autores demonstraram, por meio da criação do termo “efeito de borda baseado no histórico”, que as bordas que sofriam efeito de processos naturais apresentavam maior diversidade de espécies que o interior, enquanto as bordas que sofriam sucessivos efeitos de manejo antrópico não. Isto ocorre, devido ao fato das bordas que sofrem processos naturais apresentarem estratificação horizontal, com o crescimento de arbustos e mudas em direção ao interior da floresta (FORMAN; GODRON, 1986). Este ambiente, com microclima distinto e alta heterogeneidade, permite o incremento na diversidade (CADENASSO et al., 2003). Por outro lado, as bordas com constante influência antrópica são frequentemente expostas a impactos diretos e/ou indiretos (e.g. pesticidas,

herbicidas fertilizantes) provenientes dos diferentes usos da terra e estes impactos são prejudiciais para as espécies (METCALFE et al., 2019).

A conversão de áreas de vegetação nativa em pastagens e monoculturas representa uma das maiores ameaças à biodiversidade, alterando drasticamente a diversidade em comparação às florestas primárias (MCGILL et al., 2015; NEWBOLD et al., 2015). Dentre os principais usos da terra tem destaque as florestas plantadas, que atualmente representam cerca de 7% da cobertura florestal do planeta. As expectativas são de que este número salte para além dos 20% ao longo do próximo século (BROCKERHOFF et al., 2013; HANSEN et al., 2013). Atualmente, o Brasil está entre os maiores produtores de florestas plantadas do mundo, produzindo cerca de 7,83 milhões de hectares (IBA, 2020). Em 2019, os eucaliptais já ocupavam cerca de 77% da área total de atividades florestais no Brasil (IBA, 2020). Desta forma, compreender os impactos da silvicultura na biodiversidade tem grande valor na biologia da conservação e na busca da produção sustentável.

No que diz respeito à biodiversidade, o ponto de vista da comunidade científica é dual não havendo consenso se as florestas plantadas são boas ou ruins (BROCKERHOFF et al., 2008; HORÁK et al., 2019; MADALCHO et al., 2019). A saber, se o estabelecimento da silvicultura é precedido por uma área de floresta nativa, o impacto negativo provavelmente será maior do que se for precedido por um sistema de pastagem abandonada (RUDEL; BATES; MACHINGUIASHI, 2002; SAYER; CHOKKALINGAM; POULSEN, 2004). Além disso, também deve ser analisada a similaridade do habitat nativo com os alterados, sendo que quanto maior forem as dissimilaridades maior será o impacto nas comunidades animais (QUEIROZ et al., 2020). Neste sentido, os eucaliptais apresentam penetrabilidade luminosa bastante similar à da fitofisionomia de Cerradão do bioma Cerrado (DALLE LASTE; DURIGAN; ANDERSEN, 2019). Para além, Godoy-Veiga et al. (2018) argumentam que a penetrabilidade luminosa também se relaciona às bordas dos fragmentos, sendo que estas áreas apresentam menor

penetrabilidade luminosa, possibilitando assim maior entrada de luz que o interior dos fragmentos.

O Cerrado é o segundo maior bioma brasileiro, superado apenas pela Floresta Amazônica (WALTER, 2006). No que diz respeito à biodiversidade, o Cerrado apresenta um terço do total da biodiversidade brasileira (AGUIAR; MACHADO; MARINHO-FILHO, 2004), sendo considerado um dos 25 *hotspots* mundiais de biodiversidade (CARDOSO DA SILVA; BATES, 2002; NORMAN, 2003). Historicamente relegado, este bioma vem, ao longo dos anos, tendo sua área natural convertida em áreas de atividade agropecuária. Cerca da metade de sua área original de 2 milhões km<sup>2</sup> foi transformada em pastagens e outras culturas (KLINK, 2013). Estima-se que cerca de 540 mil km<sup>2</sup> já estejam ocupados pela pecuária e que 215 mil Km<sup>2</sup> pela agricultura (SANO et al., 2010). Dentre os distúrbios antrópicos mais responsáveis pela fragmentação do Cerrado e a consequente redução na biodiversidade tem destaque a silvicultura de eucalipto.

Com base no contexto supracitado, as paisagens modernas se apresentam como um mosaico composto de fragmentos de floresta nativa e vários outros tipos de uso da terra manejado pelo homem (KISSLING et al., 2012). Estes ambientes que sofrem ação antrópica frequentemente apresentam menor diversidade de espécies e apresentam composição de espécies e funções ecossistêmicas dissimilares às de ambientes naturais (MCGILL et al., 2015; NEWBOLD et al., 2015). Desta forma, torna-se importante compreender como se estabelecem as interações bióticas entre os fragmentos naturais e antropizados. Neste estudo, buscamos compreender como se estabelece o efeito de borda em áreas de Cerradão e áreas convertidas em eucaliptais utilizando as formigas como modelo de estudo. As nossas hipóteses são: (a) que as bordas dos eucaliptais apresentam maior riqueza de espécies (arborícolas e epigeicas) que o interior por estarem mais próximas às áreas fonte (Cerrado), enquanto as bordas de Cerradão apresentam menor riqueza devido à influência da matriz (eucalipto); (b) ambas apresentam

composições distintas de espécies de formigas arborícolas e epigeicas, na borda e no interior dos talhões e fragmentos; (c) que áreas com maior penetrabilidade luminosa (mais próximos a borda), tanto de eucaliptais quanto de Cerradão, têm maior riqueza de espécies de formigas.

As formigas são consideradas ótimos bioindicadores (RIBAS et al., 2012; UNO; COTTON; PHILPOTT, 2010) e um excelente organismo modelo para trabalhos acerca da perda de habitats e efeitos da fragmentação (HÖLLDOBLER; WILSON, 1990; LASMAR et al., 2021). Dentre suas características têm destaque: (1) ampla distribuição geográfica, (2) alta riqueza de espécies e abundância local, (3) respostas rápidas ao estresse do meio, (4) facilidade e baixo custo de amostragem, (5) um grupo taxonomicamente bem resolvido, (RIBAS et al., 2012; UNO; COTTON; PHILPOTT, 2010) e (6) influenciadas pela quantidade e diversidade de recursos em escala local (QUEIROZ et al., 2020). Além disso, por apresentarem respostas diferenciais aos efeitos de borda (e.g. efeitos da perda de habitat gerando efeitos diferentes entre formigas especialistas e generalistas), as formigas se apresentam como bons modelos para este tipo de estudo (GONZÁLEZ et al., 2018).

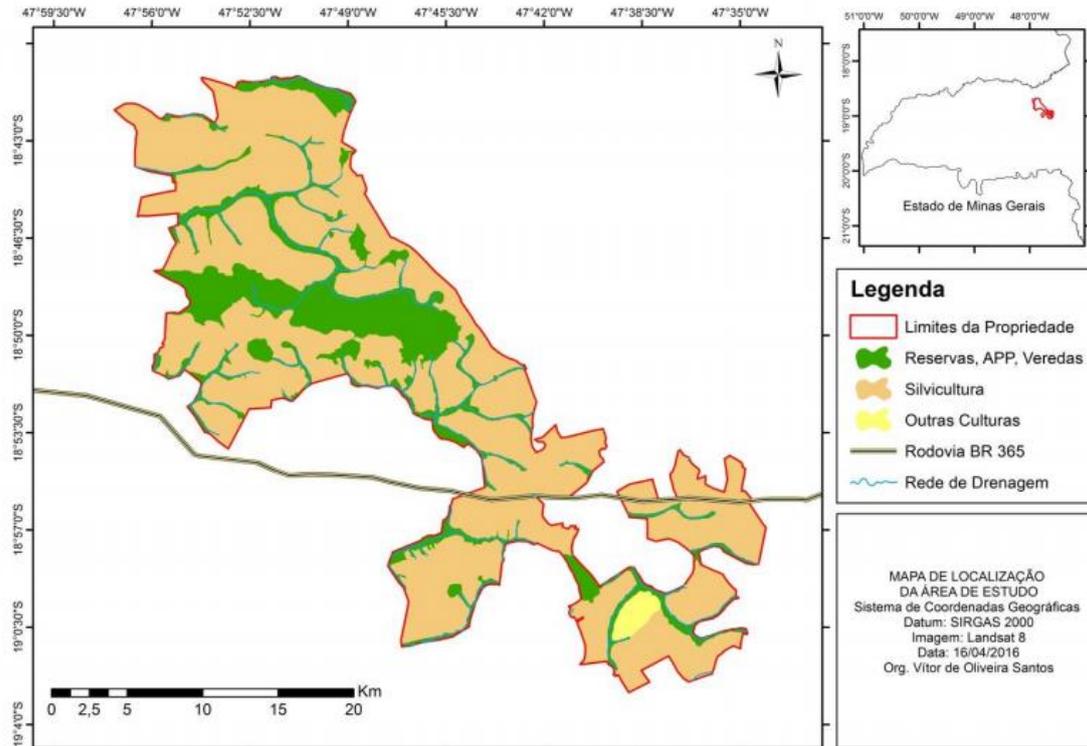
## 2 MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado na Fazenda Nova Monte Carmelo (18°55'S, 47°40'O) (Figura 1), pertencente à empresa Duratex S.A. Esta fazenda abrange cinco municípios do estado de Minas Gerais (Araguari, Estrela do Sul, Indianópolis, Nova Ponte e Romaria). A fazenda é destinada ao plantio de *Eucalyptus* spp. (~38.000 ha) e a vegetação natural é constituída por formações do domínio Cerrado (cerrado *sensu stricto*, Cerradão, veredas, mata de galerias, e campos de murundus). A fazenda possui uma área total de 52.000 ha, dos quais 12.000 ha são áreas de Reserva Legal e áreas de preservação permanente (AGUIAR et al., 2021).

O clima desta região é caracterizado como Aw, segundo a classificação de Köppen, é megatérmico, com verão quente e úmido (de outubro a março) e inverno frio e seco (de abril à setembro) com precipitação média anual de 1450 mm e média anual de temperatura entre 20°C e 22°C (ALVARES et al., 2013).

Figura 1 – Mapa da área de estudo, fazenda Nova Monte Carmelo, Minas Gerais, Brasil.



Fonte: produção própria (2016).

## 2.2 Desenho amostral e coleta das formigas

As coletas foram realizadas durante a estação chuvosa em fevereiro de 2018. Para amostragem foram selecionadas 12 áreas de eucalipto e três áreas de reserva de Cerradão, totalizando 15 áreas (Figura 2). Em cada área foi estabelecido um transecto de 240 m de comprimento da borda ao centro, onde foram marcados sete pontos distanciados 40 m entre si (0, 40, 80, 120, 160, 200 e 240 m) (BRANDÃO; SILVA; FEITOSA, 2011 adaptado).

Em cada ponto foram instaladas armadilhas do tipo *pitfall* arborícola e epigeico, totalizando um esforço amostral de 105 *pitfalls* por estrato. As armadilhas utilizadas consistiram em potes plásticos transparentes com 500 ml de volume, 8 cm de diâmetro, 12 cm de profundidade. As armadilhas arborícolas consistem em potes amarrados nos troncos das árvores (RIBAS et al., 2003) enquanto as epigeicas permanecem enterradas durante a amostragem

(BESTELMEYER et al., 2000). As armadilhas foram preenchidas com 200 ml de uma salina de 0,4% de sal e 0,6% de detergente (BESTELMEYER et al., 2000; RIBAS et al., 2003) e permaneceram em campo por 48 horas.

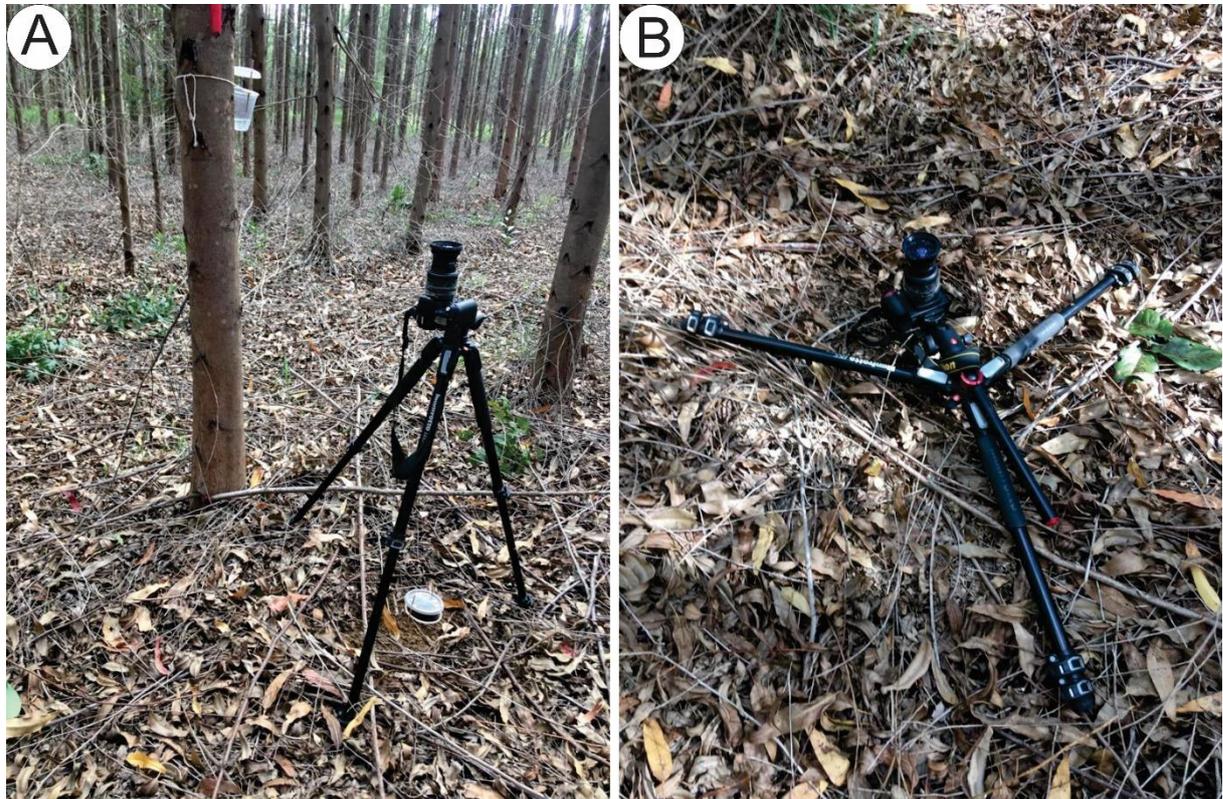
Figura 2 – Exemplos de áreas coletadas a) área de eucaliptais; b) área de Cerradão.



Fonte: produção própria (2017).

Além disso, em cada ponto foi amostrada também a penetrabilidade luminosa para caracterização da borda dos talhões e fragmentos, uma vez que a borda sofre mais com a entrada de luz que o interior de fragmentos (GODOY-VEIGA et al., 2018). Para analisar tal variação de penetrabilidade luminosa foi utilizada a técnica de fotografia hemisférica com objetiva de 8 mm. Em cada ponto amostral foram tiradas, com auxílio de um tripé, duas fotografias (uma a 15 cm do solo e outra a um metro) (Figura 3). Estas fotografias foram posteriormente processadas pelo programa Gap Light Analyzer (FRAZER; CANHAM; LERTZMAN, 1999) para obtenção da porcentagem de penetrabilidade luminosa e inferir sobre a porcentagem de luz que atravessa a cobertura vegetal.

Figura 3 – Equipamento utilizado na realização das fotografias de dossel a) a um metro do solo; b) a 15 centímetros do solo.



Fonte: produção própria (2017).

### 2.3 Análises Estatísticas

Para avaliar se a riqueza de formigas arborícolas e epigeicas foi afetada pela distância da borda e/ou pela penetrabilidade luminosa realizamos Modelos Lineares Generalizados (GLM) para as áreas de Cerrado, sendo riqueza a variável resposta e a distância da borda e penetrabilidade luminosa como variáveis explicativas. Para as áreas de eucaliptais utilizamos Modelos Lineares Generalizados Mistos (GLMM) (BATES et al., 2011), sendo a riqueza a variável resposta e distância da borda e penetrabilidade luminosa como variáveis fixas e área como variável aleatória, para amenizar a variação da idade nos diferentes talhões de eucalipto. Em ambos os modelos a distribuição de erros utilizada foi a de Poisson, corrigida quando necessário.

Para avaliar o efeito de borda na composição de espécies (arborícolas e epigeicas) separamos as formigas em dois grupos: Borda (de 0 a 80 m) e Interior (de 120 a 240 m) (BRANDÃO; SILVA; FEITOSA, 2011 adaptado). Posteriormente, observamos a diferença entre os grupos através de NMDS e testamos a diferença por meio do ANOSIM para áreas de Cerrado e áreas de eucaliptais. Nestas análises, utilizamos a frequência das espécies ao longo das distâncias e o índice de *Bray Curtis* (OKSANEN et al., 2016). As análises foram realizadas através do software R (R CORE TEAM, 2021)

### 3 RESULTADOS

Foi encontrado um total de 35 espécies de formigas arborícolas, 24 delas presentes nos eucaliptais e 15 delas coletadas no Cerrado (Tabela 1). No solo foram encontradas 98 espécies, 79 delas presentes nos eucaliptais e 57 delas presentes nas áreas de Cerrado (Tabela 2). A maior riqueza de espécies encontradas nas áreas de Cerrado provavelmente ocorreu devido à diferença no N amostral.

A riqueza de espécies de formigas epigéicas das áreas de eucaliptais e de Cerrado não foram afetadas pela distância da borda (Eucaliptais:  $p = -0,778$ ,  $Z = 0,436$ ; Cerrado:  $p = 0,800$ ,  $F = 0,066$ ). Somente a riqueza de formigas arborícolas das áreas de Cerrado apresentou relação negativa com a distância da borda (Eucaliptais:  $p = 0,7952$ ,  $Z = 0,260$ ; Cerrado:  $p = 0,032$ ,  $F = 5,365$ ; Figura 4).

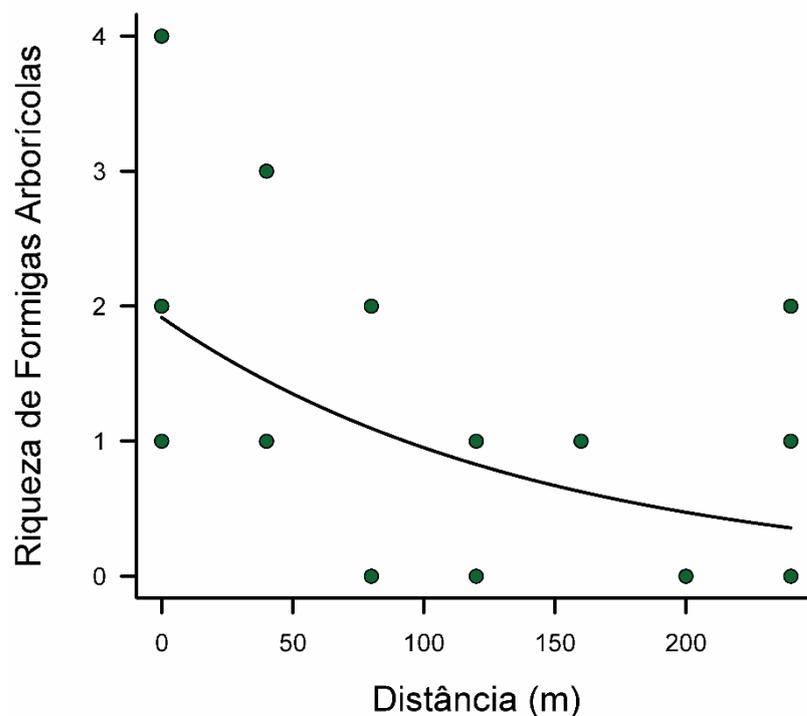


Figura 4 – Relação da distância e a riqueza de formigas arborícolas em áreas de cerrado na fazenda Nova Monte Carmelo, Minas Gerais, Brasil.

Tabela 1 – Lista de ocorrência de espécies arborícolas amostradas nas áreas de eucalipto e de Cerrado - Fazenda Nova Monte Carmelo, Minas Gerais, Brasil.

<b>Espécie</b>	<b>Eucalipto</b>	<b>Cerrado</b>
<i>Acanthoponera</i> cf. <i>mucronata</i>	0	1
<i>Azteca</i> sp.1	0	1
<i>Brachymyrmex</i> sp.1	1	0
<i>Brachymyrmex</i> sp.2	0	1
<i>Brachymyrmex</i> sp.3	1	0
<i>Camponotus</i> <i>ager</i> (Smith, F., 1858)	1	1
<i>Camponotus</i> <i>arboreus</i> (Smith, F., 1858)	1	0
<i>Camponotus</i> <i>atriceps</i> compl. sp.1	1	0
<i>Camponotus</i> <i>atriceps</i> compl. sp.2	1	1
<i>Camponotus</i> compl. <i>blandus</i>	1	0
<i>Camponotus</i> <i>crassus</i> Mayr, 1862	1	1
<i>Camponotus</i> <i>latangulus</i> Roger, 1863	0	1
<i>Camponotus</i> <i>melanoticus</i> Emery, 1894	1	1
<i>Camponotus</i> <i>renggeri</i> Emery, 1894	1	0
<i>Camponotus</i> sp.8	0	1
<i>Camponotus</i> sp.9	0	1
<i>Cephalotes</i> <i>pusillus</i> (Klug, 1824)	0	1
<i>Dorymyrmex</i> sp.1	1	0
<i>Linepithema</i> <i>cerradense</i> Wild, 2007	1	0
<i>Myrmelachista</i> sp.1	0	1
<i>Neoponera</i> cf. <i>vilosa</i>	1	0
<i>Neoponera</i> cf. <i>vilosa</i>	1	0
<i>Nylanderia</i> sp.1	0	1
<i>Pheidole</i> <i>gertrudae</i> Forel, 1886	1	0
<i>Pheidole</i> <i>megacephala</i> (Fabricius, 1793)	1	0
<i>Pheidole</i> <i>oxyops</i> Forel, 1908	1	0
<i>Pheidole</i> sp.10	1	0
<i>Pheidole</i> sp.12	1	0
<i>Pheidole</i> sp.13	1	0
<i>Pheidole</i> sp.3	1	0
<i>Pseudomyrmex</i> <i>gracilis</i> complex	1	0
<i>Solenopsis</i> sp.5	1	0
<i>Solenopsis</i> sp.6	1	0
<i>Solenopsis</i> sp.10	0	1
<i>Wasmannia</i> <i>auropunctata</i> (Roger, 1863)	0	1
Total	24	15

Fonte: Produção própria

Tabela 2 – Lista de ocorrência de espécies epigéicas amostradas nas áreas de eucalipto e de Cerrado na fazenda Nova Monte Carmelo, Minas Gerais, Brasil.

<b>Espécie</b>	<b>Eucalipto</b>	<b>Cerrado</b>
<i>Acromyrmex aspersus</i> (Smith, F., 1858)	1	1
<i>Acromyrmex subterraneus</i> (Forel, 1893)	1	1
<i>Atta</i> cf. <i>laevigata</i>	1	1
<i>Brachymyrmex feitosai</i> Ortiz & Fernández, 2014	0	1
<i>Brachymyrmex</i> sp.1	1	1
<i>Brachymyrmex</i> sp.2	0	1
<i>Brachymyrmex</i> sp.3	1	0
<i>Camponotus ager</i> (Smith, F., 1858)	1	1
<i>Camponotus atriceps</i> compl. sp.1	1	0
<i>Camponotus atriceps</i> compl. sp.2	1	1
<i>Camponotus cingulatus</i> Mayr, 1862	1	1
<i>Camponotus</i> compl. <i>blandus</i>	1	1
<i>Camponotus crassus</i> Mayr, 1862	1	1
<i>Camponotus latangulus</i> Roger, 1863	0	1
<i>Camponotus melanoticus</i> Emery, 1894	1	1
<i>Camponotus renggeri</i> Emery, 1894	1	0
<i>Camponotus senex</i> (Smith, F., 1858)	1	0
<i>Camponotus</i> sp.2	1	0
<i>Camponotus</i> sp.4	1	0
<i>Camponotus</i> sp.5	1	0
<i>Camponotus</i> sp.6	0	1
<i>Camponotus</i> sp.7	0	1
<i>Cardiocondyla</i> sp.1	1	0
<i>Cephalotes pusilus</i> (Klug, 1824)	0	1
<i>Crematogaster</i> sp.1	1	0
<i>Cyphomyrmex</i> sp.1	1	0
<i>Dorymyrmex</i> sp.1	1	1
<i>Ectatomma brunneum</i> Smith, F., 1858	1	0
<i>Ectatomma edentatum</i> Roger, 1863	1	1
<i>Ectatomma permagnum</i> Forel, 1908	0	1
<i>Gnamptogenys</i> aff. <i>acuminata</i>	1	1
<i>Gnamptogenys</i> sp.1	1	0
<i>Gnamptogenys striatula</i> Mayr, 1884	1	1
<i>Hypoponera</i> sp.1	1	0
<i>Linepithema cerradense</i> Wild, 2007	1	0
<i>Linepithema pulex</i> Wild, 2007	0	1
<i>Linepithema</i> sp.1	0	1
<i>Myrmicocrypta</i> sp.1	1	0
<i>Neivamyrmex</i> sp.1	1	0
<i>Neoponera</i> cf. <i>vilosa</i>	1	1
<i>Neoponera marginata</i> (Roger, 1861)	1	1
<i>Neoponera verenae</i> (Forel, 1922)	0	1

<i>Nylanderia</i> sp.1	1	1
<i>Nylanderia</i> sp.2	1	0
<i>Ochetomyrmex</i> sp.1	1	1
<i>Odontomachus chelifer</i> (Latreille, 1802)	1	1
<i>Odontomachus meinerti</i> Forel, 1905	1	1
<i>Odontomachus</i> sp.1	1	0
<i>Pachycondyla striata</i> Smith, F., 1858	1	1
<i>Pheidole fimbriata</i> Roger, 1863	1	1
<i>Pheidole gertrudae</i> Forel, 1886	1	0
<i>Pheidole megacephala</i> (Fabricius, 1793)	1	1
<i>Pheidole oxyops</i> Forel, 1908	1	1
<i>Pheidole</i> sp.1	1	1
<i>Pheidole</i> sp.10	1	0
<i>Pheidole</i> sp.11	1	0
<i>Pheidole</i> sp.12	1	1
<i>Pheidole</i> sp.13	1	0
<i>Pheidole</i> sp.14	1	1
<i>Pheidole</i> sp.15	1	1
<i>Pheidole</i> sp.17	1	0
<i>Pheidole</i> sp.18	1	0
<i>Pheidole</i> sp.19	1	0
<i>Pheidole</i> sp.2	1	1
<i>Pheidole</i> sp.20	0	1
<i>Pheidole</i> sp.23	1	1
<i>Pheidole</i> sp.24	0	1
<i>Pheidole</i> sp.26	1	0
<i>Pheidole</i> sp.28	1	1
<i>Pheidole</i> sp.29	1	1
<i>Pheidole</i> sp.3	1	0
<i>Pheidole</i> sp.30	1	0
<i>Pheidole</i> sp.4	1	0
<i>Pheidole</i> sp.5	1	0
<i>Pheidole</i> sp.6	0	1
<i>Pheidole</i> sp.7	1	1
<i>Pheidole</i> sp.8	1	1
<i>Pheidole</i> sp.9	1	1
<i>Pogonomyrmex naegelli</i> Forel, 1878	1	0
<i>Pseudomyrmex tenuis</i> (Fabricius, 1804)	1	0
<i>Pseudoponera gilberti</i> (Kempf, 1960)	1	0
<i>Rogeria</i> sp.1	1	0
<i>Sericomyrmex</i> sp.1	0	1
<i>Solenopsis</i> sp.1	1	1
<i>Solenopsis</i> sp.10	1	1
<i>Solenopsis</i> sp.2	1	0
<i>Solenopsis</i> sp.3	1	0
<i>Solenopsis</i> sp.7	1	0

<i>Solenopsis</i> sp.8	1	0
<i>Solenopsis</i> sp.9	0	1
<i>Strumigenys perparva</i> Brown, 1958	0	1
<i>Strumigenys</i> sp.1	1	0
<i>Trachymyrmex</i> sp.1	1	0
<i>Tranopelta</i> cf. <i>gilva</i>	0	1
<i>Typhlomyrmex</i> aff. <i>regenhoferi</i>	0	1
<i>Wasmannia affinis</i> Santschi, 1929	0	1
<i>Wasmannia auropunctata</i> (Roger, 1863)	1	1
<i>Wasmannia</i> sp.1	1	0
Total	79	57

Fonte: produção própria

Para a composição, o único grupo que apresenta diferença de composição entre borda e interior são as formigas epigéicas em áreas de Cerrado ( $p = 0,032$ ,  $R = 0,667$ ). Formigas arborícolas de Cerrado ( $p = 0,660$ ,  $R = -0,019$ ), ou formigas arborícolas ( $p = 0,510$ ,  $R = -0,037$ ) e epigeicas ( $p = 0,429$ ,  $R = 0,037$ ) em eucaliptais apresentam composição da borda e interior semelhante (Figura 5).

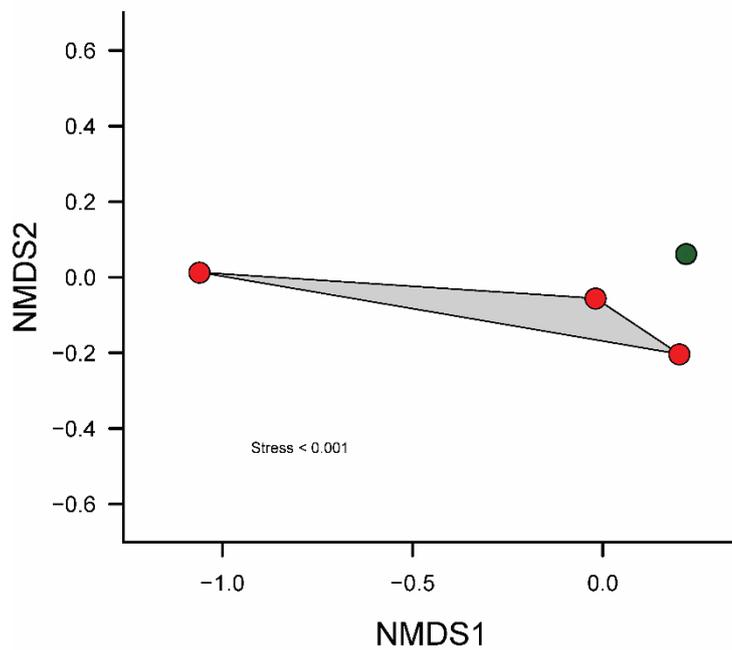


Figura 5 – Escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) que mostra a composição de formigas em áreas de Cerrado (círculos verdes sobrepostos) e eucalipto (círculos vermelhos) na fazenda Nova Monte Carmelo, Minas Gerais, Brasil.

A riqueza de espécies de formigas arborícolas (Eucaliptais:  $p = 0,929$ ,  $Z = -0,089$ ; Cerrado:  $p = 0,946$ ,  $F = 0,005$ ) e epigéicas (Eucaliptais:  $p = 0,688$ ,  $Z = 0,402$ ; Cerrado:  $p = 0,902$ ,  $F = 0,016$ ) em áreas de eucaliptais e de Cerrado não tiveram relação com a penetrabilidade luminosa.

#### 4 DISCUSSÃO

Em plantios de *Eucalyptus* spp. localizados em áreas de Cerrado não observamos efeitos de borda para formigas arborícolas e epigéicas. No entanto, em áreas de Cerrado observamos efeito de borda tanto na riqueza de formigas arborícolas, sendo que a mesma foi maior na borda, quanto na composição de formigas epigeicas. A penetrabilidade luminosa não afetou a riqueza e composição de espécies arborícolas e epigéicas. Desta forma, as bordas são ambientes mais negativos para as formigas em Cerrado do que em eucaliptais.

A riqueza e composição de formigas arborícolas e epigeicas em áreas de plantios de *Eucalyptus* spp. não sofrem com os efeitos de borda. Como os eucaliptos não abrigam formigas arborícolas, por não fornecerem os recursos necessários (OLIVEIRA; OLIVEIRA-FILHO, 1991), as formigas encontradas neste estrato são compostas por visitantes acidentais. Estas visitantes dificilmente seriam afetadas pelos efeitos de borda, a não ser que o interior e a borda e, conseqüentemente suas árvores, apresentassem diferenças em ofertas de recursos, o que mostra a homogeneidade dos eucaliptais para estes animais. Por outro lado, a fauna de formigas de solo em eucaliptais é composta por espécies que se beneficiaram da conversão de áreas nativas apesar dos estudos mostrarem que ela é mais empobrecida que áreas nativas de Cerrado (MARINHO et al., 2002). Neste caso, a homogeneidade de recursos nos plantios pode ter feito com que não encontrássemos padrões de efeitos de borda nesses plantios para as formigas epigéicas.

Neste trabalho, a riqueza de formigas arborícolas em áreas de Cerrado diminuiu com o aumento da distância para o interior dos fragmentos, mas a composição de formigas arborícolas não sofreu com o efeito de borda. Efeitos de borda dependem da história de vida e traços dos insetos. Uma maior riqueza nas bordas pode ocorrer devido a presença de espécies generalistas ou invasoras (CAITANO et al., 2020; SCHOEREDER et al., 2004), ou pelo fato das plantas em bordas de Cerrado poderem apresentar maior produção de nectário extrafloral por estarem

sob estresse (ALVES-SILVA; DEL-CLARO, 2013) atraindo, assim, um maior número de formigas. Além disso, outro fator que pode contribuir de maneira sinérgica para a maior riqueza nas bordas é o histórico de manejo (MAGURA; LÖVEI; TÓTHMÉRÉSZ, 2017). Devido ao fato de que os eucaliptais são uma cultura de baixa manutenção (MEEINKUIRT et al., 2016), as bordas do Cerrado podem ter sido beneficiadas pela baixa frequência de manejo dos eucaliptais. Este fator, associado aos fatores anteriormente citados podem ter contribuído para a obtenção dos resultados aqui apresentados.

Assim como Brandão et al. (2011), vimos que não há efeito de borda para a riqueza de espécies de formigas de solo, mas a composição de espécies difere entre borda e interior. Como algumas espécies são mais sensíveis que outras aos efeitos de borda (BRANDÃO; SILVA; FEITOSA, 2011) a riqueza pode não ser o melhor dos parâmetros para esta avaliação. Já o efeito na composição de espécies epigeicas em Cerrado mostra mais uma vez que insetos de solo e sociais são mais vulneráveis aos efeitos de borda e que a avaliação de mais de um estrato pode nos mostrar respostas diferenciais para grupos específicos de formigas.

No que diz respeito à penetrabilidade luminosa, diferente do que esperávamos, esta característica não teve correlação com a riqueza de espécies de formigas nem nas áreas de eucaliptais e nem nas áreas de Cerrado. Estes resultados demonstram que outros fatores como a heterogeneidade de habitat, área basal das árvores, cobertura de gramíneas e diversidade de plantas (AGUIAR et al., 2021; DALLE LASTE; DURIGAN; ANDERSEN, 2019; RAMOS et al., 2018; VASCONCELOS et al., 2019) podem estar mais relacionados à diversidade de formigas do que a penetrabilidade luminosa.

Nos eucaliptais este fator pode ser explicado devido à alta homogeneidade com baixa oferta de recursos presentes dos talhões (OLIVEIRA; OLIVEIRA-FILHO, 1991). Entretanto, a ausência de correlação entre a penetrabilidade luminosa e a riqueza de espécies se manteve, mesmo nas áreas próximas às bordas, onde a penetrabilidade luminosa é menor (LIPPOK et al.,

2013) e onde visualmente foi possível perceber o recrutamento de espécies nativas do Cerrado (Figura 6). Resultado curioso, uma vez que o recrutamento de plantas do sub-bosque poderia alavancar a diversidade local através da geração de recursos a serem explorados pelas espécies. Entretanto, para que ocorra o enriquecimento desta discussão, estudos fitossociológicos acerca do sub-bosque dos eucaliptais se fazem necessários.

Figura 6 – Talhão de eucalipto com recrutamento de espécies típicas do Cerrado no sub-bosque na fazenda Nova Monte Carmelo, Minas Gerais, Brasil.



Fonte: produção própria

No Cerrado também não houve correlação da penetrabilidade luminosa com a riqueza de espécies. Neste caso, por se tratar de uma área de floresta natural, a riqueza de espécies vegetais em seu interior é um pressuposto (BENSON; PIERCE; SARABANDI, 2018). A riqueza de plantas, por sua vez, está intimamente ligada à biodiversidade de maneira geral (LOIDI, 2004) e conseqüentemente também está associada à diversidade de formigas (AGUIAR et al., 2021). Estes fatores devem apresentar maior correlação à diversidade de espécies nas áreas do Cerrado do que a medida da penetrabilidade luminosa.

## 5 CONCLUSÕES E IMPLICAÇÕES PARA O MANEJO

As bordas agem estruturando as comunidades de formigas em áreas de Cerrado, mas não causam efeitos na diversidade de formigas de eucaliptais, provavelmente, devido à grande homogeneidade desses ambientes. Desta forma, as reservas legais de Cerrado em propriedades de plantios de *Eucalyptus* spp. também devem ser repensadas, uma vez que essa matriz afeta os fragmentos de Cerrado e suas espécies nativas tanto quanto as áreas de produção não florestais (e.g., soja, ver Brandão et al. 2011). Além disso, é necessário intensificar os estudos para avaliação se há perdas ou incremento no funcionamento do ambiente devido ao efeito de borda.

## 6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGUIAR, J. J. M. et al. Plant richness drives ant diversity in Eucalyptus-dominated landscape on Brazilian savanna. **Austral Ecology**, p. 1–9, 2021.
- AGUIAR, LUDMILLA; MACHADO, RICARDO; MARINHO-FILHO, J. A Diversidade Biológica do Cerrado. In: [s.l: s.n.].
- ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.
- ALVES-SILVA, E.; DEL-CLARO, K. Effect of post-fire resprouting on leaf fluctuating asymmetry, extrafloral nectar quality, and ant–plant–herbivore interactions. **Naturwissenschaften**, v. 100, n. 6, p. 525–532, 2013.
- BATES, D. et al. Package ‘lme4.’ **Linear mixed-effects models using S4 classes. R package version**, v. 1, n. 6, 2011.
- BEIROZ, W. et al. Structure and composition of edaphic arthropod community and its use as bioindicators of environmental disturbance. **Applied Ecology and Environmental Research**, v. 12, n. 2, p. 481–491, 2014.
- BENSON, M.; PIERCE, L.; SARABANDI, K. **A Simulation Based Approach to Estimating the Three Dimensional Structure of the Harvard Forest with Multi-Modal Remote Sensing**. IGARSS 2018-2018 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium. **Anais...IEEE**, 2018.
- BESTELMEYER, B. T. et al. Field techniques for the study of ground-dwelling ants: an overview, description, and evaluation. **Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity**, p. 122–144, 2000.
- BRANDÃO, C. R. F.; SILVA, R. R.; FEITOSA, R. M. Cerrado ground-dwelling ants (Hymenoptera: Formicidae) as indicators of edge effects. **Zoologia (Curitiba)**, v. 28, p. 379–387, 2011.
- BROCKERHOFF, E. G. et al. Plantation forests and biodiversity: Oxymoron or opportunity? **Biodiversity and Conservation**, v. 17, n. 5, p. 925–951, 2008.
- BROCKERHOFF, E. G. et al. Role of eucalypt and other planted forests in biodiversity conservation and the provision of biodiversity-related ecosystem services. **Forest Ecology and Management**, v. 301, p. 43–50, 1 ago. 2013.
- CADENASSO, M. L. et al. A framework for a theory of ecological boundaries. **BioScience**, v. 53, n. 8, p. 750–758, 2003.
- CAITANO, B. et al. Edge effects on insects depend on life history traits: a global meta-analysis. **Journal of Insect Conservation**, v. 24, n. 2, p. 233–240, 2020.
- CARDOSO DA SILVA, J. M.; BATES, J. M. Biogeographic Patterns and Conservation in the South American Cerrado: A Tropical Savanna Hotspot The Cerrado, which includes both forest and savanna habitats, is the second largest South American biome, and among the most threatened on the continent. **BioScience**, v. 52, n. 3, p. 225–234, 1 mar. 2002.

- DALLE LASTE, K. C.; DURIGAN, G.; ANDERSEN, A. N. Biodiversity responses to land-use and restoration in a global biodiversity hotspot: Ant communities in Brazilian Cerrado. **Austral Ecology**, v. 44, n. 2, p. 313–326, 2019.
- DE QUEIROZ, A. C. M. et al. Cerrado vegetation types determine how land use impacts ant biodiversity. **Biodiversity and Conservation**, v. 29, n. 6, p. 2017–2034, 2020.
- FAHRIG, L. Habitat fragmentation: A long and tangled tale. **Global Ecology and Biogeography**, v. 28, n. 1, p. 33–41, 2019.
- FISCHER, R. et al. Accelerated forest fragmentation leads to critical increase in tropical forest edge area. **Science advances**, v. 7, n. 37, p. eabg7012, 2021.
- FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. Landscape ecology John Wiley & Sons. **New York**, v. 4, p. 22–28, 1986.
- FRAZER, G.; CANHAM, C.; LERTZMAN, K. Gap Light Analyzer (GLA), Version 2.0: Imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from true-colour fisheye photographs, users manual and program documentation. **Program**, p. 36, 1999.
- GODOY-VEIGA, M. et al. Shadows of the edge effects for tropical emergent trees: the impact of lianas on the growth of *Aspidosperma polyneuron*. **Trees**, v. 32, n. 4, p. 1073–1082, 2018.
- GONZÁLEZ, E. et al. Something is lost and something is gained: loss and replacement of species and functional groups in ant communities at fragmented forests. **Landscape ecology**, v. 33, n. 12, p. 2089–2102, 2018.
- HADDAD, N. M. et al. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science advances**, v. 1, n. 2, p. e1500052, 2015.
- HANSEN, M. C. et al. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. **Science**, v. 342, n. 6160, p. 850–853, 15 nov. 2013.
- HARPER, K. A. et al. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. **Conservation biology**, v. 19, n. 3, p. 768–782, 2005.
- HÖLLDOBLER, B.; WILSON, E. O. **The ants**. [s.l.] Harvard University Press, 1990.
- HORÁK, J. et al. Green desert?: Biodiversity patterns in forest plantations. **Forest Ecology and Management**, v. 433, p. 343–348, 15 fev. 2019.
- IBA. nuário estatístico do IBÁ. Ano base 2019. Indústria brasileira de árvores. **Associação Brasileira de Árvores**, p. 160, 2020.
- KISSLING, W. D. et al. Towards novel approaches to modelling biotic interactions in multispecies assemblages at large spatial extents. **Journal of Biogeography**, v. 39, n. 12, p. 2163–2178, 2012.
- KLINK, C. A. Policy intervention in the Cerrado Savannas of Brazil: changes in land-use and effects on conservation. **Ecology and Conservation of the Maned Wolf: Multidisciplinary Perspectives.**, p. 293–307, 2013.
- LASMAR, C. J. et al. Contrasting edge and pasture matrix effects on ant diversity from fragmented landscapes across multiple spatial scales. **Landscape Ecology**, p. 1–15, 2021.

- LIPPOK, D. et al. Forest recovery of areas deforested by fire increases with elevation in the tropical Andes. **Forest Ecology and Management**, v. 295, p. 69–76, 2013.
- LOIDI, J. Phytosociology and Biodiversity: an undissociable relationship. **Fitosociologia**, v. 41, n. 1, p. 3–13, 2004.
- MADALCHO, A. B. et al. Is the expansion of Eucalyptus tree a curse or an opportunity? Implications from a dispute on the trees ecological and economic impact in Ethiopia: A review. **Journal of Ecology and the Natural Environment**, v. 11, n. 6, p. 75–83, 2019.
- MAGURA, T.; LÖVEI, G. L.; TÓTHMÉRÉSZ, B. Edge responses are different in edges under natural versus anthropogenic influence: a meta-analysis using ground beetles. **Ecology and evolution**, v. 7, n. 3, p. 1009–1017, 2017.
- MARINHO, C. G. S. et al. Diversidade de formigas (Hymenoptera: Formicidae) da serapilheira em eucaliptais (Myrtaceae) e área de cerrado de Minas Gerais. **Neotropical Entomology**, v. 31, p. 187–195, 2002.
- MCGILL, B. J. et al. Fifteen forms of biodiversity trend in the Anthropocene. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 30, n. 2, p. 104–113, 2015.
- METCALFE, H. et al. The contribution of spatial mass effects to plant diversity in arable fields. **Journal of Applied Ecology**, v. 56, n. 7, p. 1560–1574, 2019.
- MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in ecology & evolution**, v. 10, n. 2, p. 58–62, 1995.
- NEVES, F. S. et al. Ants of three adjacent habitats of a transition region between the Cerrado and Caatinga biomes: the effects of heterogeneity and variation in canopy cover. **Neotropical Entomology**, v. 42, n. 3, p. 258–268, 2013.
- NEWBOLD, T. et al. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. **Nature**, v. 520, n. 7545, p. 45–50, 2015.
- NORMAN, M. Biodiversity Hotspots Revisited. **BioScience**, v. 53, n. 10, p. 916–917, 1 out. 2003.
- OKSANEN, J. et al. Package ‘vegan.’ R package ver. 2.4–1, p. 264, 2016.
- OLIVEIRA, P. S.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Distribution of extrafloral nectaries in the woody flora of tropical communities in Western Brazil. **Plant-animal interactions: evolutionary ecology in tropical and temperate regions**, p. 163–175, 1991.
- RIBAS, C. R. et al. Tree heterogeneity, resource availability, and larger scale processes regulating arboreal ant species richness. **Austral Ecology**, v. 28, n. 3, p. 305–314, 2003.
- RIBAS, C. R. et al. Ants as indicators of the success of rehabilitation efforts in deposits of gold mining tailings. **Restoration Ecology**, v. 20, n. 6, p. 712–720, 2012.
- RUDEL, T. K.; BATES, D.; MACHINGUIASHI, R. A tropical forest transition? Agricultural change, out-migration, and secondary forests in the Ecuadorian Amazon. **Annals of the Association of American Geographers**, v. 92, n. 1, p. 87–102, 2002.

- SANO, E. E. et al. Land cover mapping of the tropical savanna region in Brazil. **Environmental monitoring and assessment**, v. 166, n. 1, p. 113–124, 2010.
- SAYER, J.; CHOKKALINGAM, U.; POULSEN, J. The restoration of forest biodiversity and ecological values. **Forest ecology and management**, v. 201, n. 1, p. 3–11, 2004.
- SCHMIDT, F. A.; RIBAS, C. R.; SCHOEREDER, J. H. How predictable is the response of ant assemblages to natural forest recovery? Implications for their use as bioindicators. **Ecological Indicators**, v. 24, p. 158–166, 2013.
- SCHOEREDER, J. H. et al. Colonization and extinction of ant communities in a fragmented landscape. **Austral Ecology**, v. 29, n. 4, p. 391–398, 2004.
- TAUBERT, F. et al. Global patterns of tropical forest fragmentation. **Nature**, v. 554, n. 7693, p. 519–522, 2018.
- UNO, S.; COTTON, J.; PHILPOTT, S. M. Diversity, abundance, and species composition of ants in urban green spaces. **Urban Ecosystems**, v. 13, n. 4, p. 425–441, 2010.
- WALTER, B. M. T. Fitofisionomias do bioma Cerrado: síntese terminológica e relações florísticas. **Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia-Tese/dissertação (ALICE)**, 2006.

## CONCLUSÕES GERAIS

De maneira geral, o presente estudo demonstra o impacto de longo prazo da silvicultura de eucaliptal nas assembleias de formigas, impactando, em seu ciclo de produção curto, a riqueza e composição de espécies de formigas e, em seu ciclo longo, apenas a composição. Em termos funcionais, entretanto, a silvicultura de eucalipto não impacta nem a riqueza nem a composição de Grupos Funcionais (GF), mantendo assim a redundância funcional das áreas nativas.

Como decorrência da homogeneização do habitat, as assembleias de formigas no interior dos eucaliptais não tiveram nem sua riqueza, nem sua composição de espécies afetadas pela distância da borda, tampouco pela variação na penetrabilidade luminosa. Este resultado foi contrário a nossa hipótese de que as áreas de borda apresentariam maior riqueza de espécies que o interior devido à maior proximidade de áreas doadoras. No Cerrado, por outro lado, a riqueza de espécies arborícolas foi relacionada negativamente à distância da borda, se apresentando, a borda, como área de maior riqueza de espécies arborícolas. Este fator pode ter ocorrido, dentre outras possibilidades, devido à maior presença de espécies generalistas e invasoras, devido ao fato de plantas nas bordas poderem apresentar maior produção de néctar extrafloral por estarem sob stress atraindo assim maior número de formigas ou mesmo pelo baixo histórico de manejo da silvicultura de eucaliptais.

Desta forma, o presente trabalho demonstra a ineficiência dos eucaliptais em aproximar as áreas manejadas de áreas naturais. Além disso, explicita o impacto de longo prazo dos eucaliptais na riqueza e composição de espécies locais, não apenas no interior dos talhões, como também nas bordas das áreas de Cerrado adjacentes. No que diz respeito às funções ecossistêmicas realizadas pelas formigas, nossos resultados demonstraram que a silvicultura de eucalipto não impacta a riqueza e composição funcional. Neste sentido, os eucaliptais se

posicionam como uma cultura que, apesar de apresentar impactos diretos na riqueza e composição de espécies, não impacta na riqueza e composição de GF.