



**ANTÔNIO CÉSAR MEDEIROS DE QUEIROZ**

***LAND USE AND THEIR EFFECTS ON ANT  
COMMUNITIES IN DIFFERENT VEGETATION  
TYPES OF CERRADO***

**LAVRAS – MG**

**2017**

**ANTÔNIO CÉSAR MEDEIROS DE QUEIROZ**

***LAND USE AND THEIR EFFECTS ON ANT COMMUNITIES IN  
DIFFERENT VEGETATION TYPES OF CERRADO***

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais em Ecossistemas Fragmentados e Agrossistemas, para a obtenção do título de Doutor.

Dra. Carla Rodrigues Ribas  
Orientadora

Dra. Stacy M. Philpott  
Coorientadora

**LAVRAS – MG**

**2017**

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

Queiroz, Antônio César Medeiros de.

Land use and their effects on ant communities in different  
vegetation types of Cerrado / Antônio César Medeiros de Queiroz.  
- 2017.

161 p. : il.

Orientadora: Carla Rodrigues Ribas.

Coorientador(a): Stacy M. Philpott.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Lavras, 2017.

Bibliografia.

1. Biodiversidade. 2. Comunidade de formigas. 3. Usos do  
solo. I. Ribas, Carla Rodrigues. II. Philpott, Stacy M. III. Título.

**ANTÔNIO CÉSAR MEDEIROS DE QUEIROZ**

***LAND USE AND THEIR EFFECTS ON ANT COMMUNITIES IN  
DIFFERENT VEGETATION TYPES OF CERRADO***

**USOS DO SOLO E SEUS EFEITOS SOBRE A COMUNIDADE DE  
FORMIGAS EM DIFERENTES FORMAÇÕES DO CERRADO**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais em Ecossistemas Fragmentados e Agrossistemas, para a obtenção do título de Doutor.

APROVADA em 29 de setembro de 2017.

Prof. Dr. Paulo dos Santos Pompeu	UFLA
Dra. Lívia Dorneles Audino	UFLA
Prof. Dr. José Henrique Schoereder	UFV
Prof. Dr. Fabricio Beggiato Baccaro	UFAM

Dra. Carla Rodrigues Ribas  
Orientadora

Dra. Stacy M. Philpott  
Coorientadora

**LAVRAS – MG**

**2017**

*Dedico esta tese à minha mãe Suzana.*

## AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Lavras (UFLA) e ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada (PPGEcoA), por todo o suporte intelectual e logístico à minha formação.

À Coordenadoria de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pelas bolsas durante o doutorado no Brasil e exterior (PDSE #8794/2014-06) e à Fundação de Amparo à Pesquisa de Minas Gerais (FAPEMIG), pela bolsa da Prof<sup>a</sup> Dra. Carla R. Ribas que deu apoio financeiro ao projeto.

À secretária do Setor de Ecologia e Conservação da UFLA, Ellen Carvalho, uma das maiores profissionais que já vi, responsável direta pela defesa desta tese após a ajuda com diversas burocracias, afastamentos e retornos. Também agradeço aos demais servidores da UFLA, principalmente aos que trabalharam na Eco.

Aos membros da banca Paulo Pompeu, Livia Audino, Fabrício Baccaro, José Henrique Schöereder, Vanessa Rezende e Vanesca Korasaki, pela disposição em participarem desta banca, contribuindo substancialmente com o estudo e por terem aceitado o convite.

Agradeço aos fazendeiros e moradores de Carrancas, Itutinga, Rosário (Itumirim) e Boa Esperança que facilitaram a execução deste trabalho e permitiram as coletas e à Rafaela Carvalho e Pâmela Borges, pelo auxílio nas coletas.

A Ricardo Solar, pelas discussões, auxílio e contribuição ao longo da análise e escrita dos trabalhos relacionados ao projeto que compõe a tese.

Aos amigos Gabriela Camacho e Thiago Ranzani Silva, pelos bons momentos compartilhados e pelas identificações das formigas do projeto *Usos*

*do solo e seus efeitos sobre a comunidade de formigas em diferentes formações do Cerrado.*

À minha amiga e orientadora Carla Rodrigues Ribas. Obrigado por todo o estímulo positivo, pelas horas de discussão, diversão, descontração e, por muitas vezes, ter me tratado como um membro de sua família (além da Duda Ribas, Ciça Moreira e Danilo Moreira). É difícil encontrar uma pessoa tão fantástica e mais ainda resumir tudo isso num trecho dos agradecimentos.

À Stacy M. Philpott por ter me recebido em seu laboratório (The ANTS Lab) na University of California, Santa Cruz (UCSC) e ter feito com que minha experiência na Califórnia fosse agradável e produtiva. Como cientista é excelente, como pessoa é como cientista. Aos colegas da universidade, laboratório, amigos e colegas como Peter Bichier, Estelí Jimenez-Soto, Fábio Coelho e Rodrigo Laffite que me ajudaram a chegar, permanecer e partir de Santa Cruz de forma mais tranquila. A William Constantine, Velia Anderson, Egill Bjarnason e Keith Rector amigos e colegas que me ajudaram a não esquecer “onde tenho mais valor”.

Aos amigos Fernando Schmidt e Rodrigo Feitosa, pela confiança, momentos de descontração contribuições e também pelas oportunidades ao longo desses cinco anos com o projeto Formigas do Brasil.

Aos meus amigos-irmãos Wallace Beiroz e Rafael Couto por todos os momentos compartilhados na UFLA e, principalmente, fora dela do início ao fim desta caminhada na pós.

Aos meus melhores amigos nos piores momentos de tristeza André Tavares, Paula D'Anunciação, Fernando Puertas, Nayara Alecrim, Mardiany Ribeiro e Nathália Carvalho que conseguiram me resgatar tantas vezes e transformaram horas péssimas em inesquecíveis.

Aos meus grandes amigos do Laboratório de Ecologia de Formigas (LEF-UFLA). Chaim Lasmar e Ananza Rabello (obrigado por estarem comigo

durante tanto tempo), Ernesto Cañedo-Júnior, Rafael Cuissi, Grazielle Santiago, Luana Zurlo, Guilherme Alves, Danielle Braga, Marina Angotti, Mariana Rabelo, Mayara Imata, Gabriela Bandeira, Carolina Souza, Icaro Wilker, Ariel Reis e tantos outros que ficarão para sempre na minha memória. Levo vocês comigo para sempre.

Aos Peixes (ICTIO-UFLA) Paulo Pompeu, Ruanny Corrêa, Francisco Andrade, João Lopes, Yuri Caldeira e Ivo Prado, pelas horas a fio sofrendo lado a lado pelo Galo, comemorando as vitórias, ou comemorando por outro motivo.

Aos Rolabosteiros (LECIN-UFLA) Rodrigo Braga, Cristiane Costa, Vanesca Korasaki, Ronara Ferreira, Filipe França, Livia Audino, Victor Oliveira, Tássio Arruda, Rafaela Maciel, Yojana Menéndez, Julius Cerqueira, Cássio Nunes, Nayara Reis e Taís Araújo que não se cansaram com a minha presença ou pelo menos não me mandaram embora quando até eu achei necessário.

Aos amigos da Ecologia sortidos ou agregados: Juliana Tuller, Laís Maia, Angelo Monteiro, Simone Benedet, Maria Ono, Nelson Curi, Karla Leal, Lisiane Zanella, Eugênia Teixeira, Guilherme Demétrio, Júlia Barreto, Fabrício Nascimento e Anna Carolina Andrade.

Aos amigos que sempre estiveram comigo, além academia, mesmo com a distância. Agradeço à Fernanda Costa, Lucas Gontijo, Joselândio Santos, Camila Leal, Livia Prado, Sarah Freitas, Matheus Souza, Ailton Rodrigues, Tatiana Vaz, M<sup>a</sup> Luiza Maia, Túlio Oliveira, Thalles Cantuária, Igor Cantuária, Carlos Eduardo Freire e amigos de Montes Claros.

Aos amigos e profissionais da saúde que me acompanharam ao longo de um difícil processo e são responsáveis pela minha recuperação: César Felipe Santiago, Bruno Silva Costa, Rafael Augusto Brandão, Dona Celme, enfermeiros do Hospital Vera Cruz de Belo Horizonte, Guilherme Ruas, Renata Angie, Michelle Morton e Zota Almeida.



Ao Clube Atlético Mineiro, Alexandre Kalil, Cuca, Levir Culpi, Victor, Marcos Rocha, Júnior César, Douglas Santos, Leonardo Silva, Réver, Jemerson, Leandro Donizete, Pierre, Rafael Carioca, Ronaldinho, Bernard, Dátolo, Guilherme, Luan, Diego Tardelli e Jô por terem me presenteado com alguns dos momentos mais extasiantes da minha vida.

A Tim Maia, Gilberto Gil, Jorge Ben Jor, Caetano Veloso, Tom Zé, Chico Science e Nação Zumbi, Mundo Livre S/A, Alceu Valença, Belchior, Novos Baianos, Grupo Agreste, Maria Bethânia, Arnaldo Antunes, Tulipa Ruiz, Dead Fish, Racionais MC's, Emicida, Raul Seixas, BNegão e os Seletores de Frequência, Zeca Pagodinho, Beth Carvalho, Molejo, Raça Negra, Wesley Safadão, Psirico, Luxúria, MC Koringa, Orishas, Revolver FX, Calle 13, Buena Vista Social Club, Daft Punk, Gogol Bordello, Bob Marley & The Wailers, Inner Circle, SOJA, Cultura Profética, Rolling Stones, Jimi Hendrix, Michael Jackson, Rage Against the Machine, B.B. King, Marvin Gaye, Nina Simone, Al Green, Betty Wright, Tracy Chapman, Chic, Queen, Sonic Youth, Red Hot Chili Peppers, Pearl Jam, Foo Fighters, Black Keys, Pixies, Sonic Youth, La Femme, Les Claypool Lennon Delirium, Twenty One Pilots, 2Pac, Notorious B.I.G., N.W.A., Wiz Khalifa, Kendrick Lamar, The Roots, Outkast e outros que fizeram meu trabalho e meus estudos mil vezes mais agradáveis.

A minha família Suzana Medeiros, Antonio Queiroz, Clara Queiroz e Fernanda Queiroz que sofre e vibra junto comigo e sabe que isso tudo tem um propósito. A José Maria Queiroz, Maria Efigênia de Oliveira e Rosiane Santos, por toda a ajuda a mim e a minha família durante esse tempo.

Por fim, agradeço ao Pai e à natureza que tentamos entender e proteger, do alto da nossa infinita insignificância.

*E pra lá chegar  
Você tem que atravessar  
Sete cancela, treze porteira e uma pinguela sobre o ribeirão  
Não chega a ser um pontinho preto no mapa  
Mas quando a gente se afasta  
Coração pede para voltar*  
**Braúna e Gútia**

## RESUMO

Apesar do Cerrado ser um bioma com grande biodiversidade e extremamente ameaçado por diversos tipos de atividades humanas que promovem a perda de espécies, este ainda é negligenciado em termos de conservação. Nesta tese, avalio e quantifico: i) os impactos diferenciais de plantações de eucalipto e pastagens em três fitofisionomias do Cerrado: campo limpo, cerrado *sensu stricto* e cerradão na comunidade de formigas arborícolas, epigeicas e hipogeicas; ii) a eficácia das áreas impactadas na conservação de formigas nativas do Cerrado nas mesmas fitofisionomias. Também apresento uma Cartilha Didática desenvolvida para produtores rurais do Cerrado que mostra aspectos que desconstruam o senso comum sobre formigas, exaltem sua importância e apontem algumas formas de manejo menos destrutivo no bioma. Os principais resultados mostram que: i) Em geral, a diversidade de formigas é negativamente afetada pela conversão em eucaliptais e pastagens, mas esses impactos não acontecem uniformemente. A cobertura de gramíneas e herbáceas é uma variável importante para formigas de solo nas áreas de campo limpo e a riqueza de plantas e diversidade de serapilheira são as variáveis mais importantes para formigas em cerrado *sensu stricto* e cerradão; ii) eucaliptais e pastagens não retêm a diversidade de formigas nativas do Cerrado. Embora ambos os sistemas tenham baixos valores de conservação, os eucaliptais impactaram um pouco menos os campos limpos e cerradões, em termos de aninhamento de espécies. E as pastagens têm um maior valor de conservação se implantadas em cerrado *sensu stricto*. A similaridade estrutural da área modificada com as áreas nativas de referência é correlacionada ao aninhamento de espécies, negativamente no campo limpo e positivamente no cerradão. No entanto, as conversões são altamente impactantes para as espécies mais representativas do Cerrado, de forma geral. Desse modo, precisamos aumentar a proteção da diversidade de fitofisionomias do bioma Cerrado (das formações mais abertas às fechadas). E, para ajudar na conservação da biodiversidade, a conscientização dos produtores rurais se tornam peça chave para o decréscimo de impactos dos agrossistemas na biodiversidade sem perderem a produtividade. Esta cartilha (iii) apresenta a importância de formigas para a conservação do Cerrado, bem como busca a desconstrução de equívocos e mitos que os produtores rurais ainda carregam acerca das formigas nos agrossistemas. É esperado que esta cartilha leve a um aumento no conhecimento básico sobre ecologia para produtores rurais e que haja o fim do senso comum sobre o mal papel das formigas.

**Palavras-chave:** Fragmentação. Eucaliptais. Pastagens. Formicidae. Transformação do habitat. Particionamento do beta.

## ABSTRACT

The Cerrado is a biome with high biodiversity, extremely threatened by human activities that promote the loss of species, but it is still neglected in terms of conservation. In this thesis, I evaluate and quantify: i) the impacts of *Eucalyptus* plantations and pastures on ants from three Cerrado vegetation types: open grasslands, typical and woodland savannas and three strata: arboreal, epigeic and hypogaeic; ii) the effectiveness of impacted areas in the conserve native Cerrado ants in the same vegetation types. I also present a guide developed for farmers in Cerrado to show aspects that deconstruct common sense about ants, exalt their importance and point out some tips to better land management. The main results show that: i) In general, biodiversity was negatively affected by conversion to *Eucalyptus* plantations and pastures regardless of vegetation type. But these impacts do not act in the same way. Grass and herbaceous cover was the most important environmental variable correlated with diversity in open grassland and plant richness and litter diversity were the most important environmental variables for ant species in typical and woodland savannas. ii) *Eucalyptus* plantations and pastures do not retain high levels of ant diversity from native habitats in Cerrado landscapes. Although both modified systems have low conservation values *Eucalyptus* plantations had a less harmful impact and a slightly higher conservation value when implemented in open grassland and woodland savanna areas while pastures had higher conservation value for typical savannas. Further, structural similarity of modified habitats to native areas is positively correlated with nestedness just in woodland savanna. Also, the conversion of Cerrado to pastures or *Eucalyptus* is not valuable for huge part of the most representative ants from Cerrado. So, we need to increase the protection of the diversity of all native vegetation found in the Brazilian Cerrado (from open to forested habitats). To help the biodiversity conservation, farmers' awareness becomes a key to decrease the impacts of agroecosystems on biodiversity without losing productivity. This guide (iii) presents the importance of ants for the Cerrado conservation as well as to deconstruct misconceptions and myths that farmers still carry about ants in agroecosystems. I hope that this ecological guide leads to an increase in the basic knowledge about ecology of agricultural systems to farmers and landowners, as well as a demystification of the “bad role of ants”, a common sense.

**Keywords:** Fragmentation. *Eucalyptus*. Pasture. Formicidae. Habitat simplification. Partitioning beta.

## LISTA DE FIGURAS

### PRIMEIRA PARTE

- Figura 1 - Mapa da distribuição do bioma Cerrado na região central da América do Sul como delineado pelo World Wide Fund for Nature, imagem de Terpsichores em Wikimedia sob a licença CC-BY 3.0..... 17
- Figura 2 - Algumas das fitofisionomias presentes no Bioma Cerrado. A) Campo limpo; B) Campo sujo; C) Cerrado *sensu stricto*; D) Cerradão, fotos de Antônio Queiroz..... 19

### SEGUNDA PARTE

#### ARTIGO 1

- Fig. 1. A) Map of the study landscapes in Itutinga, Itumirim, and Boa Esperança, southern Minas Gerais, Brasil and the experimental design used to sampling ants and environmental variables (above). B) In each point in the map we installed a 200m transect with 10 sampling points each separated by 20 m. In each sampling point we installed pitfall traps (A - Arboreal, E - Epigaeic, and H - Hypogaeic) to collect ants and measured environmental variables in a 6 x 6 m quadrant (below). .....68
- Fig. 2. Species richness curves comparing ant richness across all land use systems and strata. Letters represent each comparison: arboreal (A), epigaeic (B), and hypogaeic (C) in open grasslands (OGR), (D,E,F) in typical savanna (TSA), and (G,H,I) in woodland savanna (WSA). Different symbols illustrate native vegetation (circles), *Eucalyptus* plantation (squares), pasture (diamonds). Shaded colors represent the confidence interval (95%). .....69

Fig. 3. Redundancy analysis of ant composition at three land use systems [native vegetation (NAT), *Eucalyptus* plantation (EUC), and pasture (PAS)] and eight environmental variables [plant richness (PRI), plant diversity (PDI), circumference at basis height (CBH), canopy cover (CCO), litter diversity (LDI), liter dry weight (LDW), grass and herbaceous cover (GCO), and soil compaction (SCO)]. Letters represent each comparison: arboreal (A), epigaeic (B), and hypogaeic (C) in open grasslands (OGR), (D, E, F) in typical savanna (TSA), and (G,H,I) in woodland savanna (WSA). Different symbols illustrate native vegetation (circles), *Eucalyptus* plantation (squares), pasture (diamonds). ..... 70

## ARTIGO 2

**Figure 1.** Correlation between nestedness contribution (arcsin %) and structural similarity (based on vegetation complexity and soil compaction) of surrounding vegetations (*Eucalyptus* plantations and pastures) to native habitats. (A) Open grassland, (B) Typical savanna, and (C) Woodland savanna..... 122

## LISTA DE TABELAS

### SEGUNDA PARTE

#### ARTIGO 1

- Table 1. Mean  $\pm$  SE values of ant richness from each area and strata in open grasslands, typical savanna, woodland savanna, Eucalyptus plantations, and pastures in southern Minas Gerais, Cerrado region, Brazil.....66
- Table 2. P and F values from generalized linear models (GLMs) and redundancy analyses (RDA) performed to evaluate the correlation among ant species richness and composition and environmental variables in the study regions characterized by open grassland, typical savanna, and woodland savanna in southern Minas Gerais, Cerrado region, Brazil.....67

#### ARTIGO 2

- Table 1.** Mean of frequency of occurrence of the most representative ant species of three different Cerrado (Brazilian Savanna) vegetation types (Open Grassland, Typical Savanna, and Woodland Savanna) and surrounding vegetations (*Eucalyptus* plantations and pastures) comparisons in southern Minas Gerais, Brazil. Letters represent statistical..... 121

## SUMÁRIO

PRIMEIRA PARTE.....	17
<b>1</b> INTRODUÇÃO .....	17
REFERÊNCIAS.....	23
SEGUNDA PARTE - ARTIGOS E CARTILHA.....	27
ARTIGO 1 - <i>CERRADO VEGETATION TYPES DETERMINE HOW LAND USE IMPACTS ANT BIODIVERSITY</i> .....	27
ARTIGO 2 - <i>PARTITIONING BETA DIVERSITY BETWEEN NATIVE AND MODIFIED ECOSYSTEMS IN CERRADO: IMPLICATIONS FOR ECOSYSTEM MANAGEMENT AND BIODIVERSITY CONSERVATION</i> .....	87
CARTILHA: CONSERVANDO AS FORMIGAS NO SOLO: UM GUIA PARA PRODUTORES RURAIS NO CERRADO .....	123
CONCLUSÃO GERAL.....	159



## PRIMEIRA PARTE

### 1 INTRODUÇÃO

O Cerrado é a savana tropical mais diversa do planeta e cobre 23,92% do território brasileiro (FIGURA 1), sendo o segundo maior bioma no território nacional (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE, 2004). Considerado um dos *hotspots* de biodiversidade, este bioma possui um grande número de espécies endêmicas, porém é amplamente ameaçado pelas mais diversas atividades antrópicas (e.g. agricultura, pecuária, mineração, etc.) que promovem degradação ambiental (MYERS et al., 2000). No entanto, tanto a vegetação do Cerrado e seus organismos associados quanto a distribuição dessa degradação não são homogêneos.

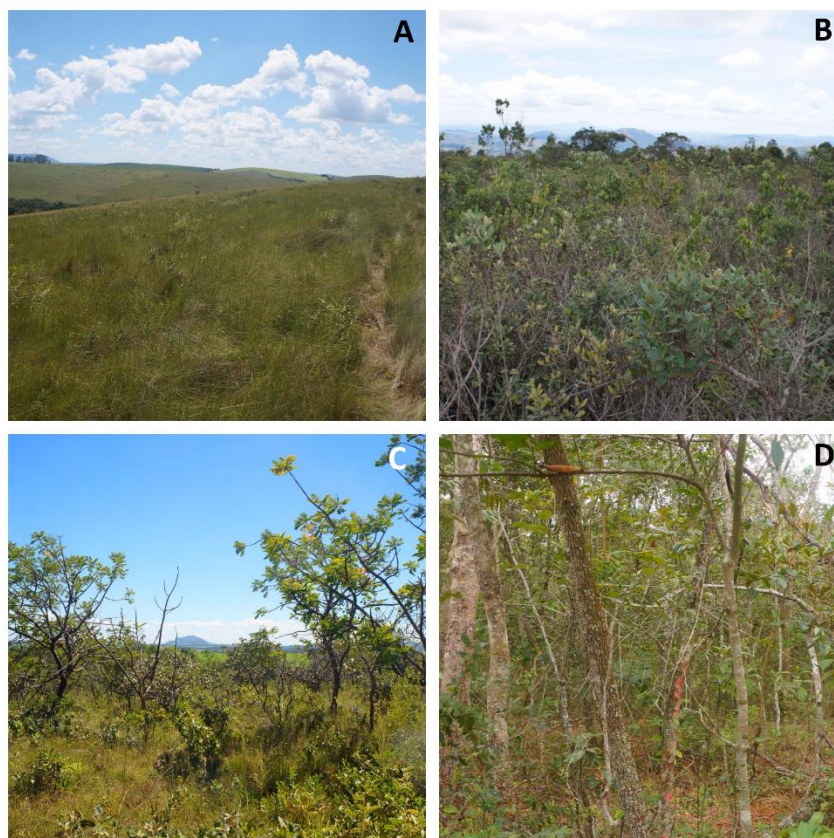
Figura 1 - Mapa da distribuição do bioma Cerrado na região central da América do Sul como delineado pelo World Wide Fund for Nature, imagem de Terpsichores em Wikimedia sob a licença CC-BY 3.0.



Fonte: Wikimedia

Ao longo de toda a sua extensão, o Cerrado apresenta uma grande diversidade de ambientes. Essa variação ambiental está ligada à variação na altitude, profundidade do solo, densidade de árvores, dentre outras características como precipitação e regime do fogo. O fogo, por exemplo, é determinante nos padrões ecológicos do bioma, sendo mais comum em áreas abertas, locais onde a vegetação é mais resistente aos seus efeitos. Assim, as fitofisionomias desse bioma vão, desde lugares abertos, sem cobertura vegetal arbórea, solos rasos e pedregosos em áreas de maior altitude até formações florestais com árvores altas e dossel fechado, solos mais profundos e férteis (EITEN, 1972; OLIVEIRA; MARQUIS, 2002). Alguns exemplos e características dessas formações são: o campo limpo, um campo de vegetação aberta com árvores e arbustos raros e predomínio de vegetação herbácea composta, predominantemente, por gramíneas; o campo sujo, onde já é possível encontrar vegetação arbustiva, porém as árvores continuam raras; o cerrado *sensu stricto* que é uma savana típica composta por gramíneas, arbustos e árvores espaçadas; e o cerradão, que é uma fitofisionomia mais fechada, onde há maior densidade de árvores com conseqüente maior acúmulo de serapilheira e menor cobertura de gramíneas (OLIVEIRA; MARQUIS, 2002) (FIGURA 2). Além dessas fitofisionomias, podem ser encontrados no Cerrado: campos cerrados, veredas, matas ciliares e outras.

Figura 2 - Algumas das fitofisionomias presentes no Bioma Cerrado. A) Campo limpo; B) Campo sujo; C) Cerrado *sensu stricto*; D) Cerradão, fotos de Antônio Queiroz.



Fonte: Antônio Queiroz

A conversão desses sistemas nativos em sistemas antropizados, a intensificação no uso do solo e a dispersão de espécies exóticas são as maiores ameaças a biodiversidade no Cerrado e já foram responsáveis pela perda de aproximadamente 49% da área original dessa savana (BRASIL, 2009; KLINK; MACHADO, 2005; SANO et al., 2010). Atualmente, as plantações e monoculturas (principalmente de grãos como a soja), além da implantação e/ou degradação de pastagens, são os principais impactos no bioma (KLINK;

MACHADO, 2005) que afetam negativamente não só os ecossistemas terrestres como também a comunidade e funcionamento dos ecossistemas aquáticos (CARVALHO et al., 2017a, 2017b; OLIVEIRA et al., 2014). Este é um grande problema, já que o bioma abriga dentre diversos riachos, rios importantes e grande parte da bacia do São Francisco, uma das maiores do Brasil.

Especificamente, os impactos presentes no Cerrado do estado de Minas Gerais são muito ligados à produção agrícola (SCOLFORO; CARVALHO, 2006). Há um histórico longo de transformação dessas áreas em pastagens para criação de gado (SANO et al., 2010), café (BARBOSA et al., 2011) e outros derivados agrícolas como as culturas temporárias feijão, milho e tomate. Porém, atualmente é comum a conversão de áreas nativas em plantações de eucalipto (FERNANDES et al., 2016).

Uma das formas de se mensurar impactos ambientais ou a eficiência das restaurações ecológicas é por meio do uso de bioindicadores (MCGEOCH, 1998). Esses organismos podem dar um bom diagnóstico das condições ambientais (NIEMI; MCDONALD, 2004). Atualmente, a bioindicação utilizando invertebrados ganha cada vez mais importância na avaliação e monitoramento ambiental, em razão dos bons resultados obtidos com essas avaliações (GARDNER, 2010). Mas, mesmo assim, os invertebrados, apesar de importantes para o funcionamento dos ecossistemas, são negligenciados em estratégias de conservação (MCGEOCH et al., 2011).

Recentemente, as comunidades de formigas têm sido utilizadas para avaliação de impactos antrópicos (e.g. fogo, mineração, agricultura, pecuária) sobre a diversidade e funcionamento dos ecossistemas em áreas de Cerrado (CANEDO-JÚNIOR et al., 2016; FRIZZO; VASCONCELOS, 2013; MARAVALHAS; VASCONCELOS, 2014; PACHECO et al., 2013; RABELLO et al., 2015). A fauna de formigas no Cerrado é relativamente bem conhecida e se relaciona, fortemente, com a heterogeneidade ambiental (PACHECO;

VASCONCELOS, 2012; RIBAS et al., 2003). Os trabalhos supracitados utilizaram riqueza e composição de espécies como parâmetros de diversidade, fato comum em artigos de bioindicação por formigas (RIBAS et al., 2012).

Apesar dessas medidas de diversidade (riqueza, abundância, composição) serem bastante utilizadas na bioindicação, há também uma outra abordagem da diversidade utilizada atualmente em trabalhos de ecologia de comunidades que considera a partição da diversidade beta, diferença entre comunidades, ao longo do tempo ou espaço, e fornece explicação de qual componente da diversidade beta seria mais importante para a mudança da mesma, o aninhamento e/ou a substituição de espécies. O aninhamento aponta que a mudança da comunidade é causada pela perda de espécies e formação de um subconjunto de espécies pertencentes a uma comunidade maior e a substituição aponta o quanto houve de troca de espécies relativas como mudança das comunidades. Ambos os componentes contribuem distintamente com a mudança na diversidade beta e apresentam implicações distintas que podem ser utilizadas para fins de conservação (BASELGA, 2012; BASELGA et al., 2009).

Há a necessidade de mudança nas políticas de conservação do Cerrado, pois existe um alto risco de extinção em massa de espécies com a expansão da fronteira agrícola e também dos novos impactos já decorrentes da alteração e afrouxamento das leis no Código Florestal Brasileiro (STRASSBURG et al., 2017). Pouco se sabe sobre o impacto diferencial de atividades antrópicas similares em diferentes fitofisionomias do Cerrado. Uma vez que formigas são boas bioindicadoras para avaliações de impacto em diferentes escalas espaciais (PHILPOTT et al., 2010; RIBAS et al., 2012), podemos utilizá-las para investigar como diferentes atividades (e.g. conversão de hábitat nativo em monoculturas e pastagens) afetam diferentes fitofisionomias dessa savana. Além disso, é necessário um maior esclarecimento e divulgação dos benefícios da

presença das formigas no ambiente, bem como dos remanescentes de vegetação nativa na manutenção do equilíbrio em agroecossistemas, para o público leigo.

Nesta tese, avalio como são os impactos diferenciais de plantações de eucalipto e pastagens em três fitofisionomias do Cerrado: campo limpo, cerrado *sensu stricto* e cerradão na comunidade de formigas arborícolas, epigeicas e hipogeicas (Artigo 1 – aceito na *Biodiversity and Conservation*); também avalio e quantifico se algumas dessas áreas impactadas são úteis para a conservação de espécies nativas de formigas do Cerrado nas mesmas fitofisionomias (Artigo 2 – a ser submetido a *Animal Conservation*); e, por fim, apresento uma Cartilha Didática desenvolvida para produtores rurais do Cerrado apresentando aspectos que desconstruam o senso comum sobre formigas, exaltem sua importância e apontem algumas formas de manejo menos destrutivo no bioma.

## REFERÊNCIAS

- BARBOSA, J. N. et al. Distribuição espacial de cafés do estado de Minas Gerais e sua relação com a qualidade. **Coffee Science**, Lavras, v. 3, n. 5, p. 237-250, dez. 2011.
- BASELGA, A. The relationship between species replacement, dissimilarity derived from nestedness, and nestedness. **Global Ecology and Biogeography**, Oxford, v. 21, n. 12, p. 1223-1232, Feb. 2012.
- BASELGA, A. et al. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. **Global Ecology and Biogeography**, Oxford, v. 19, n. 1, p. 134-143, Oct. 2009.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. **Relatório técnico de monitoramento do desmatamento no bioma Cerrado, 2002 a 2008: dados revisados: acordo de cooperação técnica MMA/IBAMA/PNUD**. Brasília, DF, 2009. 71 p.
- CANEDO-JUNIOR, E. O. et al. Can anthropic fires affect epigaeic and hypogaeic Cerrado ant (Hymenoptera: Formicidae) communities in the same way? **Revista de Biología Tropical**, San José, v. 64, n. 1, p. 95-104, jun. 2016.
- CARVALHO, D. R. de et al. A fish-based multimetric index for Brazilian savanna streams. **Ecological Indicators**, London, v. 77, p. 386-396, June 2017a.
- CARVALHO, D. R. de et al. The trophic structure of fish communities from streams in the Brazilian Cerrado under different land uses: an approach using stable isotopes. **Hydrobiologia**, The Hague, v. 795, n. 1, p. 199-217, Mar. 2017b.
- EITEN, G. The cerrado vegetation of Brazil. **The Botanical Review**, Bronx, v. 38, n. 2, p. 201-341, 1972.
- FERNANDES, G. W. et al. Afforestation of savannas: an impending ecological disaster. **Natureza & Conservação**, Curitiba, v. 14, n. 2, p. 146-151, jul. 2016.
- FRIZZO, T. L. M.; VASCONCELOS, H. L. The potential role of scattered trees for ant conservation in an agriculturally dominated neotropical landscape. **Biotropica**, Washington, v. 45, n. 5, p. 644-651, May 2013.

GARDNER, T. **Monitoring forest biodiversity: improving conservation through ecologically responsible management.** Abington: Routledge, 2010.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Mapa de biomas e de vegetação.** Rio de Janeiro, 2004.

KLINK, C. A.; MACHADO, R. B. Conservation of the Brazilian Cerrado. **Conservation Biology**, Boston, v. 19, n. 3, p. 707-713, June 2005.

MARAVALHAS, J.; VASCONCELOS, H. L. Revisiting the pyrodiversity-biodiversity hypothesis: long-term fire regimes and the structure of ant communities in a Neotropical savanna hotspot. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 51, n. 6, p. 1661-1668, Oct. 2014.

MCGEOGH, M. A. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. **Biological Reviews**, Cambridge, v. 73, n. 2, p. 181-201, 1998.

MCGEOCH, M. A. et al. A strategic framework for biodiversity monitoring in South African National Parks. **Koedoe**, Durbanville, v. 53, n. 2, p. 1-10, May 2011.

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

NIEMI, G. J.; MCDONALD, M. E. Application of ecological indicators. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, Palo Alto, v. 35, n. 1, p. 89-111, Dec. 2004.

OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. **The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a Neotropical Savanna.** New York: Columbia University Press, 2002. 424 p.

OLIVEIRA, P. T. S. et al. Trends in water balance components across the Brazilian Cerrado. **Water Resources Research**, Washington, v. 50, n. 9, p. 7100-7114, 2014.

PACHECO, R. et al. The importance of remnants of natural vegetation for maintaining ant diversity in Brazilian agricultural landscapes. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 22, n. 4, p. 983-997, Mar. 2013.



PACHECO, R.; VASCONCELOS, H. L. Habitat diversity enhances ant diversity in a naturally heterogeneous Brazilian landscape. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 21, n. 3, p. 797-809, Dec. 2011.

PHILPOTT, S. M. et al. Ant diversity and function in disturbed and changing habitats. In: \_\_\_\_\_. **Ant ecology**. New York: Oxford University Press, 2010. p. 137-157.

RABELLO, A. M. et al. When is the best period to sample ants in tropical areas impacted by mining and in rehabilitation process? **Insectes Sociaux**, Paris, v. 62, n. 2, p. 227-236, Mar. 2015.

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

SANO, E. E. et al. Land cover mapping of the tropical savanna region in Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, Dordrecht, v. 166, n. 1/4, p. 113-124, 2010.

SCOLFORO, J. R.; CARVALHO, L. M. T. **Mapeamento e inventário da flora nativa e dos reflorestamentos de Minas Gerais**. Lavras: Ed. UFLA, 2006.

STRASSBURG, B. B. N. et al. Moment of truth for the Cerrado. **Science**, New York, v. 1, p. 1-3, Mar. 2017.



**SEGUNDA PARTE - ARTIGOS E CARTILHA**

**ARTIGO 1 - *CERRADO VEGETATION TYPES DETERMINE HOW LAND  
USE IMPACTS ANT BIODIVERSITY***

***ARTIGO FORMATADO DE ACORDO COM BIODIVERSITY AND  
CONSERVATION***

1 **Cerrado vegetation types determine how land use impacts ant biodiversity**

2

3 Antonio C. M. de Queiroz<sup>a\*</sup>, Ananza M. Rabello<sup>a</sup>, Danielle L. Braga<sup>a</sup>, Grazielle  
4 S. Santiago<sup>a</sup>, Luana F. Zurlo<sup>a</sup>, Stacy M. Philpott<sup>b</sup>, Carla R. Ribas<sup>a</sup>

5

6 <sup>a</sup>Departamento de Biologia, Setor de Ecologia e Conservação, Laboratório de  
7 Ecologia de Formigas, Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG, Brasil, Zip  
8 Code: 37200-000.

9 <sup>b</sup>Environmental Studies Department, University of California Santa Cruz, Santa  
10 Cruz, CA, USA, Zip Code: 95060.

11 \*Corresponding author: Antonio César Medeiros de Queiroz,  
12 queirozacm@gmail.com

13

14 **Biodiversity and Conservation**

15 **First Online:** 12 June 2017

16 **DOI:** 10.1007/s10531-017-1379-8

17

18 **Acknowledgements**

19 Our thanks to D.J. Botelho, M.J. Costa, P.J. Costa, T. Costa, P.S. Paula, S.  
20 Pereira, F. Reis L.F.B. Simões, and other farmers from Itutinga, Itumirim and  
21 Boa Esperança cities. We thank G. Alves, P. Borges, R. Carvalho, R.G. Cuissi,  
22 C. Lasmar, and M. Imata for helping us with fieldwork. We are thankful to  
23 T.S.R. Silva and G. Camacho for their help to confirm the ant identification, to

24 H.L. Vasconcelos for his comments in the previous versions of this project, and  
25 L. Zanella and R. Solar for their help with figures and statistical analysis. During  
26 the study, A.C.M. Queiroz and A.M. Rabello received scholarships from  
27 Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Capes (PDSE  
28 processes #8794/2014-06 and #4934/2014-08, respectively), and C.R. Ribas  
29 received scholarship from Fundação de Amparo a Pesquisa de Minas Gerais –  
30 FAPEMIG (CRA PPM-00243/14).

31

### 32 **Abstract**

33 The simplification of native habitats leads to biodiversity decline in tropical  
34 terrestrial ecosystems. We evaluated how conversion of three types of native  
35 Cerrado vegetation (open grassland, typical savanna, and woodland savanna) to  
36 two human-managed land uses (*Eucalyptus* plantations and pastures) affects ant  
37 richness and composition in arboreal, epigeic, and hypogaeic ant communities.  
38 We also sampled vegetation and soil characteristics to determine which specific  
39 features could be driving differences in ant communities with land use  
40 conversion. In general, biodiversity was negatively affected by conversion to  
41 *Eucalyptus* plantations and pastures regardless of vegetation type. But these  
42 impacts do not act in the same way in each ant strata or vegetation type. Grass  
43 and herbaceous cover was the most important environmental variable correlated  
44 with diversity in open grassland and plant richness and litter diversity were the  
45 most important environmental variables for ant species in typical and woodland  
46 savannas. Our results indicate that expanding *Eucalyptus* plantations may have

47 stronger negative impacts from conversion of open vegetation types while  
48 pasture implementation may have stronger negative effects if implemented in  
49 closed vegetation types. Thus, we show the need of protection of the diversity of  
50 all native vegetation found in the Brazilian Cerrado (from open to forested  
51 habitats).

52 **Keywords:** Brazilian savanna, Fragmentation, *Eucalyptus*, Pasture, Formicidae,  
53 Habitat simplification.

54

## 55 **1. Introduction**

56 Modern landscapes are fragmented and include both patches of native  
57 vegetation and several other human-managed land use types (Kissling et al.  
58 2012). These human-managed habitats are usually less diverse in species  
59 richness and differ in species composition and ecosystem functions (Barlow et  
60 al. 2007; Gardner et al. 2009). Thus, most native fauna and flora are retained in  
61 small patches of native vegetation (Turner and Corlett 1996). Replacement of  
62 native vegetation with pastures and plantations is one of the greatest threats to  
63 biodiversity (Newbold et al. 2015). Land use types like pastures and  
64 monocultures have the strongest impacts on biodiversity, dramatically changing  
65 diversity in comparison to primary forests (McGill 2015; Newbold et al. 2015).  
66 In general, anthropogenic impacts have reduced species richness by more than  
67 10% and future species losses are already predicted (Newbold et al. 2015).  
68 However, despite strong negative effects of fragmentation and habitat

69 transformation, some native environments are more or less resilient than others  
70 with different biodiversity impacts (Holling 1973; Marimon et al. 2014).

71 The Brazilian savanna, called Cerrado, is one of the world's most diverse  
72 environments (Furley 1999; Klink and Machado 2005), and is the second largest  
73 biome in Brazil, covering 21% of the territory (Bridgewater et al. 2004), but the  
74 Cerrado is severely threatened by land use change (Furley 1999; Brannstrom et  
75 al. 2008; Espírito-Santo et al. 2016). The Cerrado is considered a Biodiversity  
76 Hotspot, supports high species richness and thousands of endemic species  
77 (Myers 2000). Part of this huge biodiversity can be associated with the diversity  
78 of native vegetation types (e.g. grasslands, shrublands, typical savannas, and  
79 woodland savannas) that differ in grass cover, percentage of canopy cover, and  
80 dominant plant species as well as fire dynamics and water availability (Oliveira  
81 and Marquis 2002). Native vegetation types also differ in terms of soil  
82 characteristics; grasslands have shallower and rockier soils than do woodland  
83 savannas (Oliveira and Marquis 2002). Even though the Cerrado supports high  
84 levels of biodiversity, only 20% of native Cerrado vegetation is protected under  
85 Brazilian law. Thus, threats to this biome are growing, especially following  
86 changes to the Brazilian Forest Code enacted in 2012 that may allow increases  
87 in deforestation (Sparovek et al. 2012; Loyola 2014; Alarcon et al. 2015). The  
88 conversion of Cerrado into pastures and croplands is the most common human  
89 activity in the biome but some native habitats are also negatively impacted by  
90 mining and deforestation (Brannstrom et al. 2008).

91 Two of the major land use types that have replaced native vegetation in the  
92 Cerrado are pastures and *Eucalyptus* plantations. In the last 50 years, exotic  
93 grasses (e.g. African grasses) have been introduced in the Cerrado in attempts to  
94 intensify cattle production with intensive pasture management (Martha-Jr. and  
95 Vilela 2002; Sano et al. 2010). In addition, conversion of Cerrado into  
96 *Eucalyptus* plantations to produce paper, charcoal, and wood for furniture has  
97 been intensified (Eldridge et al. 1993; Zinn et al. 2002). Typically, both pastures  
98 and *Eucalyptus* plantations support less biodiversity than native areas, however,  
99 the degree to which ecological interactions are affected may depend on the  
100 landscape in which they are implemented (Marinho et al. 2002; Braga et al.  
101 2010; Neves et al. 2013; Schmidt et al. 2013; Beiroz et al. 2014). The  
102 conversion of Cerrado habitats to pastures and *Eucalyptus* plantations can be  
103 harmful in many ways. The introduction of African grasses into open grasslands  
104 may affect species communities due to management, such as plowing, fertilizers  
105 and addition of limestone (Martha-Jr and Vilela 2002) and to increasing soil  
106 compaction due to cattle trampling. On the other hand, typical and woodland  
107 savannas converted in pastures are environments that suffer more with  
108 simplification due to total or large vegetation suppression that hampers several  
109 animal-plant associations (Leite et al. 2016). Afforestation, such as that caused  
110 by *Eucalyptus* plantations in the Cerrado, can completely alter soil nutrient  
111 cycling in formerly grass-dominated environments. This phenomenon may also  
112 limit productivity of grass-dominated environments while reducing habitats for  
113 animals adapted to open environments (Veldman et al. 2015). So, conversion of



114 native habitats in more dissimilar environments, in terms of vegetation and soil,  
115 can cause higher impacts in animal communities.

116 Some species or groups of organisms can be used to help us evaluate and  
117 compare these costs of habitat transformation (McGeoch 1998). Ants  
118 (Formicidae) are one of the most common insects in tropical systems  
119 (Hölldobler and Wilson 1990). They are associated with plants, mainly because  
120 their interactions with extrafloral nectaries (present in approximately 25% of  
121 Cerrado plant species) and plant-feeding trophobiont insects (Oliveira and  
122 Oliveira-Filho 1991). This close relationship with plants is one of the reasons  
123 that environmental complexity (e.g. richness and architecture of plant species)  
124 strongly correlates with ant abundance and richness at both local and landscape  
125 scales (Ribas et al. 2003; Schoereder et al. 2010; Costa et al. 2011; Pacheco and  
126 Vasconcelos 2012a). Ants have been used as indicators of environmental  
127 changes such as mining activities, deforestation or afforestation, urbanization,  
128 fire, and conversion of natural habitats to cropland and pastures (Andersen et al.  
129 2002; Philpott et al. 2010; Ribas et al. 2012). Ant colonies are, in general, sessile  
130 and ants display certain characteristics that make them ideal indicators of habitat  
131 disturbance such as high diversity, known taxonomy, occupying different strata,  
132 easy and cheap to sample, and sensitivity to changes in habitat (Majer 1983;  
133 Philpott et al. 2010; Ribas et al. 2012).

134 In the Cerrado, ant studies have helped to evaluate the effects of fire  
135 (Maravalhas and Vasconcelos 2014; Vasconcelos et al. 2016), mining (Rabello  
136 et al. 2015), habitat edges (Brandão et al. 2011), agriculture (Frizzo and

137 Vasconcelos 2013), and the importance of native vegetation remnants (Pacheco  
138 et al. 2013) on biodiversity and ecosystem functioning. However, there are two  
139 shortcomings in our knowledge. First, we do not know how transformation of  
140 native vegetation to *Eucalyptus* plantations and pastures affect ants or what are  
141 the specific vegetation or soil characteristics that are driving changes. Second,  
142 because research on ants has largely focused on arboreal and epigeaic strata  
143 (Schmidt and Solar 2010; Pacheco and Vasconcelos 2012b), we know little  
144 about how land use change affects ants from different foraging strata (mainly  
145 hypogaeic). Ants that forage in different strata may respond in different ways to  
146 changes in environmental complexity (e.g. vegetation structure) and soil  
147 compaction (Neves et al. 2013; Schmidt et al. 2013; Schmidt et al. 2016).

148 In this study, we aimed to understand the structure (richness and  
149 composition) of ant communities in native vegetation types and human-managed  
150 land use types in the Cerrado. Our study specifically investigated the response of  
151 ant communities (arboreal, epigeaic, and hypogaeic) of native vegetation (open  
152 grassland, typical savanna, and woodland savanna) to conversion into two  
153 human-managed land use types (*Eucalyptus* plantation and exotic pasture). We  
154 asked the following research questions: i) Is ant species richness higher in native  
155 vegetation types than in human-managed land use types? ii) Does ant species  
156 composition differ between native vegetation types and human-managed land  
157 use types? and iii) Do changes in vegetation complexity and soil compaction  
158 correlate with any observed changes in ant species richness and composition?  
159 We want to know, in each case, the effects of conversion of the three vegetation

160 types in *Eucalyptus* plantations and pastures on diversity. In general, we  
161 expected that the conversion of open grasslands into pastures as well as the  
162 conversion of woodland savannas into *Eucalyptus* plantations will be less  
163 damaging to ant communities because of similarities among native vegetation  
164 and human-managed land use types. Thus, typical savanna would present  
165 intermediate intensities of changes in ant communities. Specifically, we  
166 predicted that arboreal and epigaeic ants would suffer more from tree  
167 suppression in pasture converted sites in typical and woodland savannas due to  
168 the absence of or large decrease in vegetation complexity (e.g. lower plant  
169 richness and litter diversity). Further, we predicted that hypogaeic ant  
170 communities from open grasslands and typical savanna, on the other hand,  
171 would likely undergo greater changes in richness and composition patterns due  
172 to changes in compaction caused by conversion into *Eucalyptus* plantations that  
173 increase soil depth.

174

## 175 **2. Material and Methods**

176

### 177 *2.1. Study region*

178 Our study was performed in Minas Gerais state, southeastern Brazil. Minas  
179 Gerais state is an important milk-producing region. However, in the last two  
180 decades, exotic *Eucalyptus* spp. plantations have expanded within the Cerrado  
181 biome, used mainly for the fence posts, paper, cellulose, wood, and charcoal  
182 production (AMS 2013), but tree monocultures (including *Pinus* spp. and other

183 tree species) still cover a small part of the land in this state (Scolforo and  
184 Carvalho 2006; Rezende et al. 2013; Fernandes et al. 2016). Dairy farming is the  
185 main economic activity in many small cities, including Itutinga, Itumirim and  
186 Boa Esperança, where we conducted the fieldwork and now *Eucalyptus*  
187 plantations rises as alternative culture for many farmers. Our sampling sites are  
188 based on the Rio Grande basin which has a total area of 86500 km<sup>2</sup>. This region  
189 is covered by Cerrado native vegetation (3.67% is open grasslands, 0.06% is  
190 typical savanna, and 1% is woodland savanna), more than 88% of total area is  
191 converted in pastures, monocultures, exposed soil, urban areas or other land use  
192 types and reforested areas, including *Eucalyptus* plantations that cover 0.30% of  
193 the total area, and the last part (~6-7%) is covered by other types of Cerrado and  
194 Atlantic Rainforest native vegetations (Scolforo and Carvalho 2006) (Fig. 1).  
195 Due to the characteristics of the distribution of the Cerrado vegetation (Oliveira  
196 and Marquis 2002) is not possible to find nearby areas that presented these three  
197 vegetation types to test the effects of conversion of native vegetation in land use  
198 systems simultaneously in Rio Grande basin.

199

## 200 2.2. *Study sites and experimental design*

201 We conducted the fieldwork from January to March 2014. The study region  
202 is characterized by a dry winter (April to September) and a wet summer  
203 (October to March). The sampling sites were between 780 to 1045 m above sea  
204 level, and rainfall averages 1500 mm per year. In this region, we selected one  
205 area characterized by open grassland (near Itutinga), one area characterized by

206 typical savanna (near Itumirim) and one area characterized by woodland savanna  
207 (near Boa Esperança) (Fig. 1a). All three areas have experienced land use  
208 conversion to both pasture and *Eucalyptus* plantations. In the Itutinga area, we  
209 sampled 5 open grassland sites, 5 *Eucalyptus* sites, and 5 pasture sites. In the  
210 Itumirim area, we sampled 5 typical savanna sites, 3 *Eucalyptus* sites, and 5  
211 pasture sites. In the Boa Esperança area, we sampled 5 woodland savanna sites,  
212 4 *Eucalyptus* sites, and 5 pasture sites. Thus, overall, we sampled a total of 42  
213 sites, including 5 open grassland, 5 typical savanna, 5 woodland savanna, 12  
214 *Eucalyptus*, and 15 pasture sites. All sampling sites were located in private farms  
215 containing pastures or *Eucalyptus* plantations as well as native vegetation  
216 remnants. Native remnants were not free of cattle grazing, fire (natural and  
217 managed), or vegetation extractivism (legal and illegal). Plantations varied from  
218 four to eight years in age, and rarely had understory vegetation (Appendix S1 in  
219 Supporting Information). Sites were separated by at least 200 m to ensure  
220 independence of the ant colonies sampled in each site. We established the  
221 minimum distance among sampling points and sites considering the foraging  
222 distance of ant species (Bernstein 1975; Kaspari 1996; Cuissi et al. 2015). In  
223 each site, we installed a 200 m transect with 10 sampling points each separated  
224 by 20 m (420 sampling points in total). In each sampling point we installed  
225 unbaited pitfall traps to collect ants and measured environmental variables in a 6  
226 x 6 m quadrant (Fig. 1b).

227

228

229 *2.3. Ant sampling*

230 We sampled all ants with pitfall traps and groups of ants (e.g. arboreal,  
231 epigaeic, hypogaeic) were defined by the pitfall strata in which they were  
232 trapped. We considered as arboreal ants those captured in pitfall traps placed in  
233 plants, epigaeic ants as those collected in pitfalls placed on the ground and in  
234 leaf litter, and hypogaeic ants as those collected in subterranean pitfall traps. We  
235 used unbaited pitfall traps that consisted of plastic containers (diameter = 11 cm;  
236 height = 12 cm) with a liquid solution 200 ml of water, glycerol and salt (5 and  
237 0.9% of total volume). We protected arboreal and epigaeic pitfall traps from rain  
238 and sun using a plastic roof. All pitfalls remained in the field for 48 h. We  
239 installed the arboreal pitfall traps at 1.3 m above ground level in trees. The  
240 pitfall traps were tied to the trees as close as possible to the trunk (Ribas et al.  
241 2003) and in plants with >5 cm circumference at the base. We did not install  
242 arboreal pitfall traps in sites without trees. Epigaeic pitfalls were buried flush at  
243 ground level (Bestelmeyer et al. 2000). The hypogaeic pitfalls were buried 20  
244 cm under the ground surface and had four lateral holes to allow access by  
245 hypogaeic ants (see Schmidt and Solar 2010).

246 We sorted and identified ants to genus level according to Baccaro et al.  
247 (2015). Ant identification to the species level was carried out by T. S. R. da  
248 Silva and G. Camacho from Laboratório de Sistemática e Biologia de Formigas,  
249 Universidade Federal do Paraná (UFPR) where all voucher specimens were  
250 deposited. They used the following keys for identification: DeAndrade and

251 Baroni-Urbani 1999; Mayhé-Nunes and Brandão 2002; 2005; Wilson 2003;  
252 Lattke et al. 2007.

253

#### 254 *2.4. Environmental variable sampling*

255 We also sampled vegetation and soil variables that represent environmental  
256 complexity in each sampling point (Ribas et al. 2003; Neves et al. 2013; Queiroz  
257 et al. 2013; Schmidt et al. 2016). At each sampling point, we measured canopy  
258 cover, percentage grass and herbaceous cover, litter weight and diversity, tree  
259 number, density, height and diameter (circumference at basis height at 30 cm  
260 above ground level > 5cm), and soil compaction. We measured canopy cover  
261 with digital images using a fish-eye lens attached to a camera positioned at 1.5  
262 m above ground level, and analyzed images with Gap Light Analyser 2.0  
263 software (Frazer et al. 1999). We estimated the percentage of grass and  
264 herbaceous cover within a 1 x 1 m quadrat placed on the ground. Within the  
265 same quadrat, we collected litter from the ground. We dried litter samples for 96  
266 h at 60 °C and then weighed them with a precision balance. We assessed litter  
267 diversity (invD – Inverse Simpson) by counting the number of different leaves,  
268 branches and sticks (modified from Queiroz et al. 2013). We counted the  
269 density, and richness of woody plants (e.g. trees and shrubs), estimated plant  
270 height and measured the circumference at basis height (CBH) of those plants for  
271 diameter data. Finally, we measured soil compaction by dropping a pointed  
272 sharp metal knife from 1.5 m above ground and then measured the depth (cm)  
273 mark.

274 2.5. *Data analyses*

275 We generated extrapolation curves to compare ant species richness from  
276 each stratum (arboreal, epigeaic, hypogaeic) among different habitats (native  
277 vegetation, *Eucalyptus*, pasture) in each vegetation type (open grassland, typical  
278 savanna, woodland savanna) using 'iNEXT' package (Hsieh et al. 2016). We  
279 used extrapolation curves with confidence intervals of 95%, generated by  
280 permutations, to allow us to statistically compare richness where sampling  
281 intensity and capture rates differed.

282 We examined if ant species composition from three strata in three habitats  
283 change with the conversion of native vegetation to pastures and *Eucalyptus*  
284 plantations with multivariate analysis. We performed a non-metric  
285 multidimensional scaling (NMDS) to assess the species composition of ants  
286 among habitats, strata, and vegetation type, and then performed analysis of  
287 similarities (ANOSIM) to detect the differences of composition among areas.  
288 We used ant frequency data from each site and Bray-Curtis index. We did not  
289 test differences in arboreal ant composition between native vegetation types and  
290 pastures due to low captures of arboreal ant species within pastures.

291 To test for correlations between ant species richness (response variable) and  
292 environmental variables (explanatory variable) we used generalized linear  
293 models (GLMs). We used generalized linear models with a Poisson distribution,  
294 adjusted to Quasipoisson when necessary (Crawley 2013). We selected the  
295 variables according to strata, as described above, and simplified the complete  
296 model removing the non-significant explanatory variables. For each ant group,



297 we selected four environmental variables most relevant to that group. For  
298 arboreal ants we included plant richness, plant density, circumference at base  
299 height, and canopy cover. For epigaeic ants we used litter diversity, litter dry  
300 weight, grass and herbaceous cover, and canopy cover. For hypogaeic ants we  
301 used soil compaction, litter dry weight, grass and herbaceous cover and canopy  
302 cover. Finally, we submitted our models to residual analysis to evaluate the  
303 adequacy of the error distribution (Crawley 2013).

304 To examine which environmental variables influenced ant species  
305 composition we performed a multivariate regression procedure with the same  
306 variables mentioned above. The models showed which environmental variables  
307 were correlated with changes in species composition. The models were fit  
308 against a redundancy analysis (RDA) (Legendre and Legendre 2012), a  
309 constrained ordination, and we used ant frequency data from each transect and  
310 Bray-Curtis index with the 'vegan' package (Oksanen et al. 2015).

311 All data analyses were carried out with R software 3.2.2 (R Development  
312 Core Team 2015). For all data analyses, we constrained comparisons among the  
313 native vegetation type and the two human-managed land uses (open grassland,  
314 typical savanna, woodland savanna, and respective *Eucalyptus* plantations and  
315 pastures) to sites located in the same study area as depicted in Fig. 1a. We made  
316 analyses for each stratum (9 comparisons for analysis). We did not use the  
317 above-mentioned analyzes to presume cause-effect relationships.

318

319

### 320 **3. Results**

321

322 We collected a total of 217 species (82 identified at species level and 135  
323 morpho-species), distributed in 46 genera, and seven subfamilies (Appendix S2  
324 in Supporting Information). The richest subfamily was Myrmicinae, with 122  
325 species and 24 genera. The richest genera were *Pheidole* (38), *Camponotus* (27)  
326 and *Solenopsis* (14). *Pheidole oxyops* was the most common species in our  
327 study. We collected 76 species in open grassland, 105 species in typical savanna,  
328 and 102 species in woodland savanna native sites. We collected 48, 46, and 58  
329 species in their respective converted *Eucalyptus* plantations, and 54, 56, and 62  
330 in their converted pastures. Considering each vegetation type and strata, all  
331 native vegetation areas presented higher species richness and higher mean  
332 number of species (Table 1).

333

#### 334 *3.1. Species richness patterns*

335 In most of our species extrapolation curves, with confidence intervals of  
336 95%, we observed native vegetation richer than *Eucalyptus* plantations and  
337 pastures (Fig. 2). In the open grassland area, arboreal ant species richness was  
338 similar between open grassland and pastures, but was lower in *Eucalyptus*  
339 plantations (Fig. 2A). For epigaeic and hypogaeic ants, open grassland showed  
340 higher species richness than *Eucalyptus* plantations but did not differ between  
341 open grassland and pasture (Fig. 2B,C). In the typical savanna area, arboreal ant  
342 species richness was higher in typical savanna than in *Eucalyptus* plantation

343 (Fig. 2D), but pastures were intermediate between these areas. Epigaeic ant  
344 species richness was higher in typical savanna than in *Eucalyptus* plantations or  
345 pastures, but we did not find differences between the two human-managed land  
346 uses (Fig. 2E). Hypogaeic ant species richness was similar across all habitats  
347 (Fig. 2F). Finally, in the woodland savanna area, arboreal and epigaeic ant  
348 species richness was higher in woodland savanna than in *Eucalyptus* plantations  
349 and pastures (Fig. 2G,H), but hypogaeic ant richness did not differ between  
350 woodland savanna and the two human-managed land uses (Fig. 2I).

351

### 352 3.2. *Species composition patterns*

353 We found several differences in species composition between habitat types  
354 for all ant groups. In the open grassland area, arboreal ant species composition  
355 did not differ by habitat type ( $p = 0.105$ ,  $R = 0.105$ ), but epigaeic ant  
356 composition was different in all three categories compared ( $p < 0.001$ ,  $R =$   
357  $0.796$ ). Further, hypogaeic ant composition was similar only between open  
358 grassland and *Eucalyptus* plantations ( $p = 0.002$ ,  $R = 0.435$ ). In the typical  
359 savanna area, arboreal, epigaeic, and hypogaeic ant species composition all  
360 differed among typical savanna, *Eucalyptus* plantations, and pastures (arboreal:  
361  $p = 0.001$ ,  $R = 0.522$ ; epigaeic:  $p = 0.001$ ,  $R = 0.486$ ; hypogaeic:  $p = 0.001$ ,  $R =$   
362  $0.531$ ). Finally, in the woodland savanna area, arboreal ant species composition  
363 differed between woodland savanna and *Eucalyptus* plantations ( $p = 0.007$ ,  $R =$   
364  $0.528$ ), epigaeic ant species composition differed among woodland savanna,  
365 *Eucalyptus* plantations, and pastures ( $p < 0.001$ ,  $R = 0.876$ ), and hypogaeic ant

366 composition differed between woodland savanna and human-managed land uses  
367 ( $p = 0.008$ ,  $R = 0.575$ ). More details and results of pairwise comparisons in  
368 Appendix S3 and S4 in Supporting Information.

369

### 370 *3.3. Ant richness and environmental variables*

371 We found different patterns in the study region characterized by open  
372 grasslands compared with those characterized by typical or woodland savanna  
373 (Table 2, Appendix S5 in Supporting Information). In the study area  
374 characterized by open grassland, differences in arboreal ant species richness did  
375 not correlate with differences in plant richness, plant density, circumference at  
376 base height, and canopy cover, but epigaeic ant richness was positively  
377 correlated with grass and herbaceous cover. In the study area characterized by  
378 typical savanna and the study area characterized by woodland savanna, arboreal  
379 and epigaeic species richness were positively correlated with plant richness and  
380 litter diversity, respectively. We did not find any correlation between hypogaeic  
381 ant species richness and the environmental variables in our models for any of the  
382 three study areas.

383

### 384 *3.4. Ant composition and environmental variables*

385 We also found differences in species composition as environmental  
386 variables changed (Table 2, Fig. 3). In the study area characterized by open  
387 grassland, arboreal ant composition did not correlate with environmental  
388 variables (Fig. 3a), but changes in epigaeic ant composition were correlated with

389 all environmental variables (litter diversity and weight, grass and herbaceous  
390 cover and canopy cover) (Fig. 3b), and changes in hypogaeic ant composition  
391 were correlated with canopy cover (Fig. 3c). In the study region characterized by  
392 typical savanna changes in arboreal ant composition were correlated with plant  
393 richness and basal plant circumference (Fig. 3d); changes in arboreal ant  
394 composition were also correlated with plant richness in woodland savanna areas  
395 (Fig. 3g). In both typical and woodland savanna areas, changes in epigaeic ant  
396 composition were correlated with litter diversity and litter dry weight (Fig. 3e, h)  
397 and changes in hypogaic ant composition were correlated with litter dry weight  
398 and grass and herbaceous cover (Fig. 3f, i).

399

#### 400 **4. Discussion**

401

402 We found similar patterns of species loss between typical and woodland  
403 savannas that differed from patterns in open grasslands. The conversion of  
404 Cerrado to *Eucalyptus* plantations and pastures leads to communities with fewer  
405 species and distinct ant species composition. But these impacts do not act in the  
406 same way in each ant strata or vegetation type. Grass and herbaceous cover was  
407 the most important environmental variable correlated with diversity in open  
408 grassland and plant richness and litter diversity were the most important  
409 environmental variables for ant species in typical and woodland savannas. Thus,  
410 both ant strata and the original vegetation type may have important implications  
411 for understanding how land conversion will affect ant communities. This is the

412 first study that evaluates and shows differences in the responses of ant  
413 biodiversity in the Cerrado after conversion into *Eucalyptus* plantations and  
414 pastures in distinct strata and vegetation types. With these results, we can  
415 explore the links between land-use and biodiversity, and provide useful  
416 information for supporting biological conservation in the Cerrado (Mattison and  
417 Norris 2005).

418 In this study, we collected dozens of common ants in Cerrado biome. *Pheidole*  
419 *oxyops* dominates in the samples and is widespread through Cerrado landscapes  
420 (Wilson 2003). We also found the presence of species belonging to common  
421 genera in arboreal and epigeaic strata (e.g. *Cephalotes*, *Pseudomyrmex*, and  
422 *Ectatomma*) (Brandão et al. 2011; Schoereder et al. 2010). In the study region  
423 characterized by open grasslands, genera such as *Tapinoma* and *Dorymyrmex*  
424 were often sampled and these are ants typically collected in open Cerrado areas  
425 (Pacheco and Vasconcelos 2012a). *Azteca*, *Crematogaster*, *Nesomyrmex* and  
426 *Hypoponera* were more common when tree cover in savannas increased  
427 (Pacheco and Vasconcelos 2012a). *Cephalotes atratus* was found only in the  
428 typical savanna study area while *Cephalotes pusillus* was collected in the both  
429 the typical and woodland savanna areas which was expected given that these  
430 ants associate with native vegetation and related to Cerrado flora (Ribas et al.  
431 2003; Pacheco and Vasconcelos 2012a). *Ectatomma*, especially *E. edentatum*, is  
432 an indicator of Cerrado habitats (Pacheco et al. 2013) and was common in all  
433 native habitats sampled in our study. Interestingly, we found *Ochetomyrmex*,  
434 mainly, in native areas, *Nomamyrmex* exclusively in the native open grassland

435 area, and many *Trachymyrmex* exclusively in the typical savanna area - both  
436 *Ochetomyrmex* and *Nomamyrmex* are uncommon genera in Minas Gerais  
437 (Janicki et al. 2016). The occurrence of *Cyatta abscondita* (Sosa-Calvo et al.  
438 2013), an endemic species from Brazil, in woodland savanna areas reinforces  
439 that there are many rare species in these increasingly fragmented habitats.

440

#### 441 *4.1. Structure of ant communities*

442 Conversion to human-managed habitats affected ant richness and  
443 composition in most of our comparisons. Conversion of native vegetation into  
444 simple human-managed habitats can affect species communities (Philpott et al.  
445 2008) and Cerrado native vegetation supports a higher number of ant species  
446 (both above and below ground) than human-managed areas (Pacheco et al.  
447 2013). In this study, we confirm the findings of previous studies showing losses  
448 of ant richness and differences in species composition after Cerrado  
449 simplification to pastures, *Eucalyptus* plantations, and other disturbed habitats  
450 (Almeida et al. 2011; Gries et al. 2012; Frizzo and Vasconcelos 2013; Pacheco  
451 et al. 2013; Rabello et al. 2015). In addition, we show that even though  
452 *Eucalyptus* plantations increase tree abundance, these plantations did not support  
453 arboreal ant diversity likely because *Eucalyptus* trees do not provide necessary  
454 ant resources that are provided by native Cerrado plants (Oliveira and Oliveira-  
455 Filho 1991).

456 In the study region characterized by open grassland, the impacts of pasture  
457 conversion on ant richness were smaller than those caused by *Eucalyptus*

458 plantations. It is possible that the structural similarity in pastures and native  
459 vegetation can present similarities in ant species requirements (Audino et al.  
460 2014; Solar et al. 2015; Queiroz and Ribas 2016). However, land use change  
461 affects ant species composition in epigeaic and hypogaeic strata (Pacheco and  
462 Vasconcelos 2012b; Schmidt et al. 2013). We observe that hypogaeic ant species  
463 composition was similar in *Eucalyptus* plantations and native open grasslands,  
464 therefore we suppose that soil structure found in pastures can be more affected  
465 by the soil management (e.g. soil tillage) (DeBruyn 1999).

466       The study regions characterized by typical and woodland savannas shared  
467 many similarities in terms of shifts in richness and composition resulting from  
468 land use change. Shifts to both pastures and *Eucalyptus* plantations had extreme  
469 impact on typical and woodland savanna communities of all strata as has been  
470 demonstrated previously (Pacheco et al. 2013). In this sense, we highlight two  
471 inferences: first, the exchange of native trees for *Eucalyptus* does not seem to  
472 effective in maintaining the native biodiversity of ants. Second, and perhaps  
473 most importantly, the conversion of typical and woodland savannas into pastures  
474 leads to a true mass extinction of arboreal ant fauna -- one of the richest in  
475 tropical biomes (Oliveira and Freitas 2004; Schoereder et al. 2010). In addition,  
476 we saw a large decrease in hypogaeic ant richness in pastures likely due to  
477 environmental shifts resulting from beef production -- a practice that is most  
478 common in the typical savanna area (pers. obs.). Cattle grazing reduces ant  
479 species richness (Boulton et al. 2005), and we suppose that the degree to which  
480 species are lost may depend on the cattle handling and the management intensity



481 of the cattle farming (Rogers et al. 1972; Crist and Wiens 1996; Jerrentrup et al.  
482 2014). Even though these observed shifts in ants may be due to current land  
483 practices, we cannot discard historic land use, as not all native vegetation was  
484 directly converted to *Eucalyptus* or pastures. In addition, factors such as distance  
485 to native habitats and soil texture may also be important factors driving ant  
486 diversity and community composition in these areas.

487

#### 488 4.2. *Environmental variables and ant communities*

489         There are large differences in ant richness and composition between native  
490 and human made habitats and most of the environmental factors are also likely  
491 to differ massively between them. Open grassland, for example, a native habitat  
492 with naturally rare shrubs and trees, did not show a distinct arboreal ant  
493 community and patterns for arboreal ants. In the other hand, the decrease in  
494 epigaeic ant richness in the open grassland area was correlated with decreases  
495 in grass and herbaceous cover. Thus, conversion of open grasslands into pastures  
496 may be slightly less harmful to ants than the conversion into *Eucalyptus*  
497 plantations due to the similarity in environmental structure (Frizzo and  
498 Vasconcelos 2013). Surprisingly, we found similarity between species from  
499 native open grasslands and *Eucalyptus* plantations in hypogaeic stratum,  
500 correlated with the canopy cover. We consider the soil exposure as a possible  
501 explanation. Soil exposure, which is higher in pastures (less covered by plants,  
502 litter or thick tufts of grass), receive more solar radiation. Once soil temperature  
503 and moisture affect ants (Rivas-Arancibia et al. 2014) hypogaeic ants can

504 indirectly suffer without plant cover and try to find wet soils to establish, and  
505 thereby likely avoid pastures.

506 Higher plant richness is an important factor to arboreal ant diversity in the  
507 study regions characterized by typical and woodland savannas and even  
508 ecological interactions of ants (Ribas et al. 2003; Pacheco et al. 2009; Lange and  
509 Del Claro 2014). In the woodland savanna region, we found higher similarity  
510 between the arboreal ant community of native vegetation and *Eucalyptus*  
511 plantations. Epigeaic communities were highly dissimilar between native  
512 vegetation and pastures that were correlated with differences in litter diversity.  
513 We presume that plant richness and litter diversity regulate ant species richness  
514 and composition in typical and woodland savannas. In other studies, litter  
515 presence and diversity is also an important food and nesting resource for ants  
516 (Campos et al. 2007; Paolucci et al. 2010; Queiroz et al. 2013). Moreover, in our  
517 study, the difference in hypogaecic ant species composition in typical savanna  
518 area was related to litter weight. The presence of higher amounts of litter in  
519 *Eucalyptus* plantations can increase moisture, which would hinder ants to  
520 colonize these soils (Kaspari and Weiser 2000). Grass and herbaceous cover was  
521 the most important agent affecting hypogaecic ant species composition in the  
522 study region characterized by woodland savanna. In this case, only native  
523 vegetation areas have native herbaceous cover, and many ant species do  
524 associate with particular species of native herbaceous plants (Christianini et al.  
525 2012).

526

527 **5. Conclusions**

528

529 We found different intensity of impacts associated with the conversion of  
530 Cerrado to *Eucalyptus* plantations and pastures in the different vegetation types  
531 and the strata where ants were sampled. In general, biodiversity was negatively  
532 affected by conversion to *Eucalyptus* plantations and pastures regardless of  
533 vegetation type. Thus, we show the need of protection of the diversity of all  
534 native vegetation found in the Brazilian Cerrado (from open to woodland  
535 savanna habitats). Yet we did find some differences in the magnitude of effects  
536 on ants in different human-managed land uses. Our results indicate that  
537 expanding *Eucalyptus* plantations may have stronger negative impacts from  
538 conversion of open vegetation types while pasture implementation may have  
539 stronger negative effects if implemented in closed vegetation types.

540 Pastures are common in the Cerrado, mainly in typical savanna areas, but  
541 *Eucalyptus* plantations are currently spreading into all Cerrado vegetation types.  
542 We conclude that impacts of *Eucalyptus* plantations and pastures are not  
543 uniform when implemented in areas with different natural histories. We  
544 recommend that legislators take certain steps to promote biodiversity  
545 conservation such as: a) propose increases in the amount of protected areas  
546 within farms where the major crops affect biodiversity more intensely; b)  
547 increase the amount of protected areas for rare vegetation types in the Cerrado  
548 such as woodland savanna; c) imposing penalties (e.g. fines) for farmers and  
549 companies that do not comply with the new law or proposals or reward those

550 farmers that follow the recommendations of good management. Without  
551 implementing some of these changes, the recent changes confirmed after the  
552 revision of the Brazilian Forest Code may result in rapid biodiversity loss with  
553 worrying consequences (Soares-Filho et al. 2014).

554

### 555 **References**

- 556 Alarcon GG, Ayanu Y, Fantini AC, Farley J, Schmitt AL, Koellner T (2015)  
557       Weakening the Brazilian legislation for forest conservation has severe  
558       impacts for ecosystem services in the Atlantic Southern Forest. *Land Use*  
559       *Policy* 47:1-11. doi: 10.1016/j.landusepol.2015.03.011
- 560 Almeida S, Louzada J, Sperber C, Barlow J (2011) Subtle Land-Use Change and  
561       Tropical Biodiversity: Dung Beetle Communities in Cerrado Grasslands  
562       and Exotic Pastures. *Biotropica* 43:704–710. doi: 10.1111/j.1744-  
563       7429.2011.00751.x
- 564 AMS – Associação Mineira de Silvicultura, 2013. *Florestas Plantadas*, 2013 63  
565       p. Available at: <http://silviminas.com.br/>
- 566 Andersen AN, Hoffmann BD, Müller WJ, Griffiths AD (2002) Using ants as  
567       bioindicators in land management: simplifying assessment of ant  
568       community responses. *J Appl Ecol* 39: 8-17. doi: 10.1046/j.1365-  
569       2664.2002.00704.x
- 570 Audino LD, Louzada J, Comita L (2014) Dung beetles as indicators of tropical  
571       forest restoration success: Is it possible to recover species and functional  
572       diversity? *Biol Conserv* 169:248-257. doi: 10.1016/j.biocon.2013.11.023

- 573 Baccaro FB, Feitosa RM, Fernández F, Fernandes IO, Izzo TJ, Souza JLP, Solar  
574 R (2015) Guia para os gêneros de formigas do Brasil. Editora INPA.
- 575 Barlow J, Mestre LAM, Gardner TA, Peres CA (2007) The value of primary,  
576 secondary and plantation forests for Amazonian birds. *Biol Conserv*  
577 136:212–231 doi: 10.1016/j.biocon.2006.11.021
- 578 Beiroz W, Audino L, Queiroz ACM, Rabello AM, Boratto I, Silva Z, Ribas CR  
579 (2014) Structure and composition of edaphic arthropod community and its  
580 use as bioindicators of environmental disturbance. *AEER*, 12:481-491.
- 581 Bernstein RA (1975) Foraging strategies of ants in response to variable food  
582 density. *Ecology*, 56, 213-219. doi:10.2307/1935314
- 583 Bestelmeyer BT, Agosti D, Alonso LE, Brandão CRF, Brown Jr. WL, Delabie  
584 JHC, Silvestre R (2000) Field techniques for the study of ground-dwelling  
585 ants. In: Agosti D, Majer JD, Alonso LE, Schultz TR (Eds), *Ants.*  
586 *Standard Methods for Measuring and Monitoring Biodiversity*,  
587 *Smithsonian Institution Press, Washington*, pp 122–144.
- 588 Boulton AM, Davies KF, Ward PS (2005) Species richness, abundance, and  
589 composition of ground-dwelling ants in northern California grasslands:  
590 role of plants, soil, and grazing. *Environ Entomol* 34:96-104. doi:  
591 10.1603/0046-225X-34.1.96
- 592 Braga DL, Louzada JN, Zanetti R, Delabie JHC (2010) Rapid evaluation of ant  
593 diversity in land use systems in southern Bahia, Brazil. *Neotrop Entomol*  
594 39:464-469. doi: 10.1590/S1519-566X2010000400002

- 595 Brandão CRF, Silva RR, Feitosa RM (2011) Cerrado ground-dwelling ants  
596 (Hymenoptera: Formicidae) as indicators of edge effects. *Zoologia*  
597 (Curitiba), 28:379-387. doi: 10.1590/S1984-46702011000300012
- 598 Brannstrom C, Jepson W, Filippi AM, Redo D, Xu Z, Ganesh S (2008) Land  
599 change in the Brazilian Savanna (Cerrado), 1986–2002: comparative  
600 analysis and implications for land-use policy. *Land Use Policy* 25:579-  
601 595. doi: 10.1016/j.landusepol.2007.11.008
- 602 Bridgewater S, Ratter JA, Ribeiro JF (2004) Biogeographic patterns,  $\beta$ -diversity  
603 and dominance in the cerrado biome of Brazil. *Biodivers Conserv*  
604 13:2295-2317. doi: 10.1023/B:BIOC.0000047903.37608.4c
- 605 Campos RB, Schoereder JH, Sperber CF (2007) Small-scale patch dynamics  
606 after disturbance in litter ant communities. *Basic Appl Ecol* 8:36-43. doi:  
607 10.1016/j.baae.2006.03.010
- 608 Christianini AV, Mayhé-Nunes AJ, Oliveira PS (2012) Exploitation of Fallen  
609 Diaspores by Ants: Are there Ant–Plant Partner Choices? *Biotropica*.  
610 44:360–367. doi: 10.1111/j.1744-7429.2011.00822.x
- 611 Costa FV, Neves FS, Silva JO, Fagundes M (2011) Relationship between plant  
612 development, tannin concentration and insects associated with *Copaifera*  
613 *langsdorffii* (Fabaceae). *Arthropod-Plant Interact* 5:9-18. doi:  
614 10.1007/s11829-010-9111-6
- 615 Crawley MJ (2013) *The R book*. John Wiley & Sons.

- 616 Crist TO, Wiens JA (1996) The distribution of ant colonies in a semiarid  
617 landscape: implications for community and ecosystem processes. *Oikos*  
618 76:301-311. doi: 10.2307/3546202
- 619 Cuissi RG, Lasmar CJ, Moretti TS, Schmidt FA, Fernandes WD, Falleiros AB,  
620 Schoereder JH, Ribas CR (2015) Ant community in natural fragments of  
621 the Brazilian wetland: species–area relation and isolation. *J Insect Conserv*  
622 19:531-537. doi: 10.1007/s10841-015-9774-5
- 623 DeAndrade ML, Baroni-Urbani C (1999) Diversity and adaptation in the ant  
624 genus *Cephalotes*, past and present. *Stuttg Beitr Naturkd Serie B* 271:1-  
625 889.
- 626 DeBruyn LL (1999) Ants as bioindicators of soil function in rural environments.  
627 *Agr Ecosyst Environ* 74:425-441. doi: 10.1016/S0167-8809(99)00047-X
- 628 Eldridge KG, Davidson J, Harwood CE, Wyk GV (1993) *Eucalypt*  
629 *domestication and breeding*. Clarendon Press.
- 630 Espírito-Santo MM, Leite ME, Silva JO, Barbosa RS, Rocha AM, Anaya FC,  
631 Dupin MG (2016) Understanding patterns of land-cover change in the  
632 Brazilian Cerrado from 2000 to 2015. *Phil Trans R Soc B* 371:20150435.  
633 doi: 10.1098/rstb.2015.0435
- 634 Fernandes GW, Coelho MS, Machado RB, Ferreira ME, de Souza Aguiar LM,  
635 Dirzo R, Scariot A, Lopes CR (2016) Afforestation of savannas: an  
636 impending ecological disaster. *Natureza & Conservação*. doi:  
637 10.1016/j.ncon.2016.08.002

- 638 Frazer GW, Canham CD, Lertzman KP (1999) Gap Light Analyzer (GLA):  
639 Imaging software to extract canopy structure and gap light transmission  
640 indices from truecolour fisheye photographs, user manual and program  
641 documentation. Simon Fraser University, Burnaby, British Columbia and  
642 The Institute of Ecosystem Studies, Millbrook. New York.
- 643 Frizzo TLM., Vasconcelos HL (2013) The potential role of scattered trees for  
644 ant conservation in an agriculturally dominated Neotropical landscape.  
645 *Biotropica* 45:644-651. doi: 10.1111/btp.12045
- 646 Furley PA (1999) The nature and diversity of neotropical savanna vegetation  
647 with particular reference to the Brazilian cerrados. *Global Ecol Biogeogr*  
648 8:223-241. doi: 10.1046/j.1466-822X.1999.00142.x
- 649 Gardner TA, Barlow J, Chazdon R, Ewers RM, Harvey CA, Peres CA, Sodhi  
650 NS (2009) Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified  
651 world. *Ecol Lett* 12:561-582. doi: 10.1111/j.1461-0248.2009.01294.x
- 652 Gries R, Louzada J, Almeida S, Macedo R, Barlow J (2012) Evaluating the  
653 impacts and conservation value of exotic and native tree afforestation in  
654 Cerrado grasslands using dung beetles. *Insect Conserv Divers* 5:175-185.  
655 doi: 10.1111/j.1752-4598.2011.00145.x
- 656 Hölldobler B, Wilson EO (1990) *The ants*. Harvard University Press.
- 657 Holling CS (1973) Resilience and stability of ecological systems. *Annual rev*  
658 *ecol syst* 4:1-23.



- 659 Hsieh TC, Ma KH, Chao A (2016) iNEXT: An R package for interpolation and  
660 extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods Ecol Evol*  
661 7:1451-1456. doi:10.1111/2041210X.12613
- 662 Janicki J, Narula N, Ziegler M, Guénard B, Economo EP (2016) Visualizing and  
663 interacting with large-volume biodiversity data using client–server web-  
664 mapping applications: The design and implementation of antmaps. *org.*  
665 *Ecol Inform.* 32:185-93. doi: 10.1016/j.ecoinf.2016.02.006
- 666 Jerrentrup JS, Wrage-Mönnig N, Röver KU, Isselstein J (2014) Grazing  
667 intensity affects insect diversity via sward structure and heterogeneity in a  
668 long-term experiment. *J Appl Ecol.* 51:968-77. doi: 10.1111/1365-  
669 2664.12244
- 670 Kaspari M (1996) Testing resource-based models of patchiness in four  
671 Neotropical litter ant assemblages. *Oikos* 76:443-454. doi:  
672 10.2307/3546338
- 673 Kaspari M, Weiser MD (2000) Ant activity along moisture gradients in a  
674 Neotropical forest. *Biotropica* 32:703-711. doi: 10.1646/0006-  
675 3606(2000)032[0703:AAAMGI]2.0.CO;2
- 676 Kissling WD, Dormann CF, Groeneveld J, Hickler T, Kühn I, McInerny GJ,  
677 Montoya JM, Römermann R, Schiffers K, Schurr FM, Singer A, Svenning  
678 JC, Zimmermann NE, O'Hara RB (2012) Towards novel approaches to  
679 modelling biotic interactions in multispecies assemblages at large spatial  
680 extents. *J Biogeogr* 39:2163-2178. doi: 10.1111/j.1365-  
681 2699.2011.02663.x

- 682 Klink CA, Machado RB (2005) Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conserv*  
683 *Biol* 19:707-713. doi: 10.1111/j.1523-1739.2005.00702.x
- 684 Lange D, Del-Claro K (2014) Ant-plant interaction in a tropical savanna: may  
685 the network structure vary over time and influence on the outcomes of  
686 associations? *Plos One* 9:e105574. doi: 10.1371/journal.pone.0105574
- 687 Lattke JE, Fernández F, Palacio EE (2007) Identification of the species of  
688 *Gnamptogenys* Roger in the Americas. *Mem Am Entomol Inst* 80:254-  
689 270.
- 690 Legendre P, Legendre LF (2012) *Numerical Ecology*. Elsevier.
- 691 Leite GL, Veloso RV, Zanuncio JC, Alonso J, Ferreira PS, Almeida CI,  
692 Fernandes GW, Serrão JE (2016) Diversity of Hemiptera (Arthropoda:  
693 Insecta) and their natural enemies on *Caryocar brasiliense* (Malpighiales:  
694 Caryocaraceae) trees in the Brazilian Cerrado. *Florida Entomol* 99:239-47.  
695 doi: 10.1653/024.099.0213
- 696 Loyola R (2014) Brazil cannot risk its environmental leadership. *Divers Distrib*  
697 20:1365-1367. doi: 10.1111/ddi.12252
- 698 Majer JD (1983) Ants: bio-indicators of minesite rehabilitation, land-use, and  
699 land conservation. *Environ Manage* 7:375-383. doi: 10.1007/BF01866920
- 700 Maravalhas J, Vasconcelos HL (2014) Revisiting the pyrodiversity–biodiversity  
701 hypothesis: long-term fire regimes and the structure of ant communities in  
702 a Neotropical savanna hotspot. *J Appl Ecol* 51:1661-1668. doi:  
703 10.1111/1365-2664.12338

- 704 Marimon BS, Marimon-Junior BH, Feldpausch TR, Oliveira-Santos C, Mews  
705 HA, Lopez-Gonzalez G, Lloyd J, Frantz DD, Oliveira EA,  
706 Maracahipes L, Miguel A, Lenza E, Phillips OL (2014) Disequilibrium  
707 and hyperdynamic tree turnover at the forest–cerrado transition zone in  
708 southern Amazonia. *Plant Ecol Divers* 7:281-292. doi:  
709 10.1080/17550874.2013.818072
- 710 Marinho CGS, Zanetti R, Delabie JHC, Schlindwein MN, Ramos LS (2002)  
711 Diversidade de formigas (Hymenoptera: Formicidae) da serapilheira em  
712 eucaliptais (Myrtaceae) e área de cerrado de Minas Gerais. *Neotrop  
713 Entomol* 31:187-195. doi: 10.1590/S1519-566X2002000200004
- 714 Martha-Jr G, Vilela L (2002) Pastagens no Cerrado: baixa produtividade pelo  
715 uso limitado de fertilizantes. *Embrapa Cerrados*.
- 716 Mattison EH, Norris K (2005) Bridging the gaps between agricultural policy,  
717 land-use and biodiversity. *Trends Ecol Evol* 20:610-616. doi:  
718 10.1016/j.tree.2005.08.011
- 719 Mayhé-Nunes AJ, Brandão CRF (2002) Revisionary studies on the attine ant  
720 genus *Trachymyrmex* Forel. Part 1: definition of the genus and the  
721 opulentus group (Hymenoptera: Formicidae). *Sociobiology* 40:667-698.
- 722 Mayhé-Nunes AJ, Brandão CRF (2005) Revisionary studies on the attine ant  
723 genus *Trachymyrmex* Forel. Part 2: the Iheringi group (Hymenoptera:  
724 Formicidae). *Sociobiology*, 45:271-305.
- 725 McGeoch MA (1998) The selection, testing and application of terrestrial insects  
726 as bioindicators. *Biol Rev Camb Philos* 73:181-201.

- 727 McGill B (2015) Biodiversity: Land use matters. *Nature* 520:38–39.  
728 doi:10.1038/520038a
- 729 Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, DaFonseca GA, Kent J (2000)  
730 Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-858. doi:  
731 10.1038/35002501
- 732 Neves FS, Queiroz-Dantas KS, DaRocha WD, Delabie JHC (2013) Ants of three  
733 adjacent habitats of a transition region between the Cerrado and Caatinga  
734 biomes: the effects of heterogeneity and variation in canopy cover.  
735 *Neotrop Entomol* 42:258-268. doi:10.1007/s13744-013-0123-7
- 736 Newbold T, Hudson LN, Hill SLL et al. (2015) Global effects of land use on  
737 local terrestrial biodiversity. *Nature* 520:45-50. doi: 10.1038/nature14324
- 738 Oksanen J, Blanchet FG, Kindt R, Legendre P, Minchin PR, O'Hara RB,  
739 Simpson GL, Solymos P, Stevens MHH, Wagner H (2015) The vegan  
740 package. *Community ecology package, version 2-3-1*  
741 <http://vegan.rforge.rproject.org>.
- 742 Oliveira PS, Freitas AV (2004) Ant–plant–herbivore interactions in the  
743 neotropical cerrado savanna. *Naturwissenschaften* 91:557-570. doi:  
744 10.1007/s00114-004-0585-x
- 745 Oliveira PS, Marquis RJ (2002) *The cerrados of Brazil: Ecology and natural*  
746 *history of a neotropical savanna*. Columbia University Press.
- 747 Oliveira PS, Oliveira-Filho AT (1991) Distribution of extrafloral nectaries in the  
748 woody flora of tropical communities in Western Brazil. In Price PW,  
749 Lewinsohn TM, Fernandes GW, Benson WW (Eds) *Plant-Animal*

- 750 Interactions: Evolutionary Ecology in Tropical and Temperate Regions,  
751 John Wiley & Sons, New York. pp. 163-175.
- 752 Pacheco R, Silva RR, Morini MS, Brandão CR (2009) A comparison of the leaf-  
753 litter ant fauna in a secondary atlantic forest with an adjacent pine  
754 plantation in southeastern Brazil. *Neotrop Entomol* 38(1):55-65. doi:  
755 10.1590/S1519-566X2009000100005
- 756 Pacheco R, Vasconcelos HL (2012a) Habitat diversity enhances ant diversity in  
757 a naturally heterogeneous Brazilian landscape. *Biodivers Conserv* 21:797-  
758 809. doi: 10.1007/s10531-011-0221-y
- 759 Pacheco R, Vasconcelos HL (2012b) Subterranean Pitfall Traps: Is It Worth  
760 Including Them in Your Ant Sampling Protocol? *Psyche* Article ID  
761 870794:1-9. doi: 10.1155/2012/870794
- 762 Pacheco R, Vasconcelos HL, Groc S, Camacho GP, Frizzo TLM (2013) The  
763 importance of remnants of natural vegetation for maintaining ant diversity  
764 in Brazilian agricultural landscapes. *Biodivers Conserv* 22:983-999. doi:  
765 10.1007/s10531-013-0463-y
- 766 Paolucci LN, Solar RRC, Schoereder JH (2010) Litter and associated ant fauna  
767 recovery dynamics after a complete clearance. *Sociobiology* 55:133-144.
- 768 Philpott SM, Arendt WJ, Armbrrecht I, Bichier P, Diestch TV, Gordon C,  
769 Greenberg R, Perfecto I, Reynoso-Santos RO, Soto-Pinto LO, Tejeda-  
770 Cruz CE (2008) Biodiversity loss in Latin American coffee landscapes:  
771 review of the evidence on ants, birds, and trees. *Conserv Biol* 22:1093-  
772 1105. doi: 10.1111/j.1523-1739.2008.01029.x

- 773 Philpott SM, Perfecto I, Armbrecht I, Parr CL (2010) Ant diversity and function  
774 in disturbed and changing habitats. In: Lach L, Parr CL, Abbott KL (Eds)  
775 Ant ecology. Oxford University Press, New York, pp. 137-157.
- 776 Queiroz ACM, Ribas CR (2016) Canopy cover negatively affects arboreal ant  
777 species richness in a tropical open habitat. *Braz J Biol* 76. doi:  
778 10.1590/1519-6984.02015
- 779 Queiroz ACM, Ribas CR, França FM (2013) Microhabitat characteristics that  
780 regulate ant richness patterns: the importance of leaf litter for epigeaic  
781 ants. *Sociobiology* 60:367-373. doi: 10.13102/sociobiology.v60i4.367-373
- 782 R Development Core Team (2015) R: A language and environment for statistica  
783 computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, URL  
784 <http://www.rproject.org>.
- 785 Rabello AM, Queiroz ACM, Lasmar CJ, Cuissi RG, Canedo-Júnior EO,  
786 Schmidt FA, Ribas CR (2015) When is the best period to sample ants in  
787 tropical areas impacted by mining and in rehabilitation process? *Insectes*  
788 *Sociaux* 62:227-236. doi: 10.1007/s00040-015-0398-2
- 789 Rezende JB, Pereira JR, Botelho DO (2013) Expansão da cultura do eucalipto  
790 nos municípios mineiros e gestão territorial. *Cerne* 19:1-7. doi:  
791 10.1590/S0104-77602013000100001
- 792 Ribas CR, Campos RB, Schmidt FA, Solar RR (2012) Ants as indicators in  
793 Brazil: a review with suggestions to improve the use of ants in  
794 environmental monitoring programs. *Psyche* Article ID 636749:1-23. doi:  
795 10.1155/2012/636749

- 796 Ribas CR, Schoereder JH, Pic M, Soares SM (2003) Tree heterogeneity,  
797 resource availability, and larger scale processes regulating arboreal ant  
798 species richness. *Austral Ecol* 28:305-314. doi: 10.1046/j.1442-  
799 9993.2003.01290.x
- 800 Rivas-Arancibia SP, Carrillo-Ruiz H, Bonilla-Arce A, Figueroa-Castro DM,  
801 Andrés-Hernández AR (2014) Effect of disturbance on the ant community  
802 in a semiarid region of central México. *Appl Ecol Environ Res* 12:703-  
803 716. doi: 10.15666/aeer/1203\_703716
- 804 Rogers LE, Lavigne RJ, Miller JL (1972) Bioenergetics of the western harvest  
805 ant in the shortgrass plains ecosystems. *Environ Entomol* 3:994-997. doi:  
806 10.1093/ee/1.6.763
- 807 Sano EE, Rosa R, Brito JLS, Ferreira LG (2010) Mapeamento do uso do solo e  
808 cobertura vegetal-bioma cerrado: ano base 2002. MMA, Ministério do  
809 Meio Ambiente.
- 810 Schmidt FA, Solar RRC (2010) Hypogaeic pitfall traps: methodological  
811 advances and remarks to improve the sampling of a hidden ant fauna.  
812 *Insectes Sociaux* 57:261-266. doi: 10.1007/s00040-010-0078-1
- 813 Schmidt FA, Ribas CR, Schoereder JH (2013) How predictable is the response  
814 of ant assemblages to natural forest recovery? Implications for their use as  
815 bioindicators. *Ecol Indic* 24:158-166. doi: 10.1016/j.ecolind.2012.05.031
- 816 Schmidt FA, Schoereder JH, Caetano MD (2016). Ant assemblage and  
817 morphological traits differ in response to soil compaction. *Insectes*  
818 *Sociaux* :1-7 doi:10.1007/s00040-016-0532-9

- 819 Schoereder JH, Sobrinho TG, Madureira MS, Ribas CR, Oliveira PS (2010) The  
820 arboreal ant community visiting extrafloral nectaries in the Neotropical  
821 cerrado savanna. *Terr Arthropod Rev* 3:3-27. doi:  
822 10.1163/187498310X487785
- 823 Scolforo JR, Carvalho LMT (2006) Mapeamento e inventário da flora nativa e  
824 dos reflorestamentos de Minas Gerais. Lavras, Universidade Federal de  
825 Lavras.
- 826 Soares-Filho B, RajãoR, MacedoM, Carneiro A, Costa W, Coe M, Rodrigues H,  
827 Alencar A (2014) Cracking Brazil's forest code. *Science* 344:363-364.  
828 doi: 10.1126/science.1246663
- 829 Solar RRC, Barlow J, Ferreira J, Berenguer E, Lees AC, Thomson JR, Louzada  
830 J, Maués M, Moura NG, Oliveira VH, Chaul J. (2015) How pervasive is  
831 biotic homogenization in human-modified tropical forest landscapes?.  
832 *Ecol Lett* 18:1108-1118. doi: 10.1111/ele.12494
- 833 Sosa-Calvo J, Schultz TR, Brandão CRF, Klingenberg C, Feitosa RM, Rabeling  
834 C, Bacci-Jr M, Lopes CT, Vasconcelos HL (2013) *Cyatta abscondita*:  
835 taxonomy, evolution, and natural history of a new fungus-farming ant  
836 genus from Brazil. *Plos One* 8:e80498. doi: 10.1371/journal.pone.0080498
- 837 Sparovek G, Berndes G, Barretto AG, Klug IL (2012) The revision of the  
838 Brazilian Forest Act: increased deforestation or a historic step towards  
839 balancing agricultural development and nature conservation? *Environ Sci*  
840 *Policy* 16:65–72, doi: 10.1016/j.envsci.2011.10.008



- 841 Turner IM, Corlett TR (1996) The conservation value of small, isolated  
842 fragments of lowland tropical rain forest. *Trends Ecol Evol* 11:330-333.  
843 doi: 10.1016/0169-5347(96)10046-X
- 844 Vasconcelos HL, Maravalhas JB, Cornelissen T (2016) Effects of fire  
845 disturbance on ant abundance and diversity: a global meta-analysis.  
846 *Biodivers Conserv*. doi: 10.1007/s10531-016-1234-3
- 847 Veldman JW, Overbeck GE, Negreiros D, Mahy G, Le Stradic S, Fernandes  
848 GW, Durigan G, Buisson E, Putz FE, Bond WJ (2015) Where tree  
849 planting and forest expansion are bad for biodiversity and ecosystem  
850 services. *BioScience*. 9:biv118. doi: 10.1093/biosci/biv118
- 851 Wilson EO (2003) *Pheidole in the New World. A dominant, hyperdiverse ant*  
852 *genus*. Cambridge, Harvard University Press.
- 853 Zinn YL, Resck DV, Silva JE (2002) Soil organic carbon as affected by  
854 afforestation with *Eucalyptus* and *Pinus* in the Cerrado region of Brazil.  
855 *Forest Ecol Manag* 166:285-294. doi: 10.1016/S0378-1127(01)00682-X

856 Table 1. Mean  $\pm$  SE values of ant richness from each area and strata in open  
 857 grasslands, typical savanna, woodland savanna, Eucalyptus plantations, and  
 858 pastures in southern Minas Gerais, Cerrado region, Brazil.

Land use systems	Arboreal	Epigaeic	Hypogaeic
Open grassland	3.33 $\pm$ 0.69	27.20 $\pm$ 1.18	9.60 $\pm$ 0.54
<i>Eucalyptus</i>	1.60 $\pm$ 0.23	17.20 $\pm$ 0.87	5.60 $\pm$ 0.11
Pasture	4.25 $\pm$ 0.47	23.20 $\pm$ 1.07	8.60 $\pm$ 0.90
Typical savanna	15.00 $\pm$ 0.51	38.60 $\pm$ 0.39	11.20 $\pm$ 0.17
<i>Eucalyptus</i>	4.00 $\pm$ 0.67	18.00 $\pm$ 1.16	10.33 $\pm$ 0.51
Pasture	3.33 $\pm$ 1.07	16.80 $\pm$ 1.43	5.40 $\pm$ 0.58
Woodland savanna	14.00 $\pm$ 0.63	36.40 $\pm$ 1.62	8.00 $\pm$ 0.68
<i>Eucalyptus</i>	5.50 $\pm$ 0.77	20.25 $\pm$ 1.56	5.75 $\pm$ 0.72
Pasture	1.50 $\pm$ 0.75	24.80 $\pm$ 0.91	5.00 $\pm$ 0.58

859

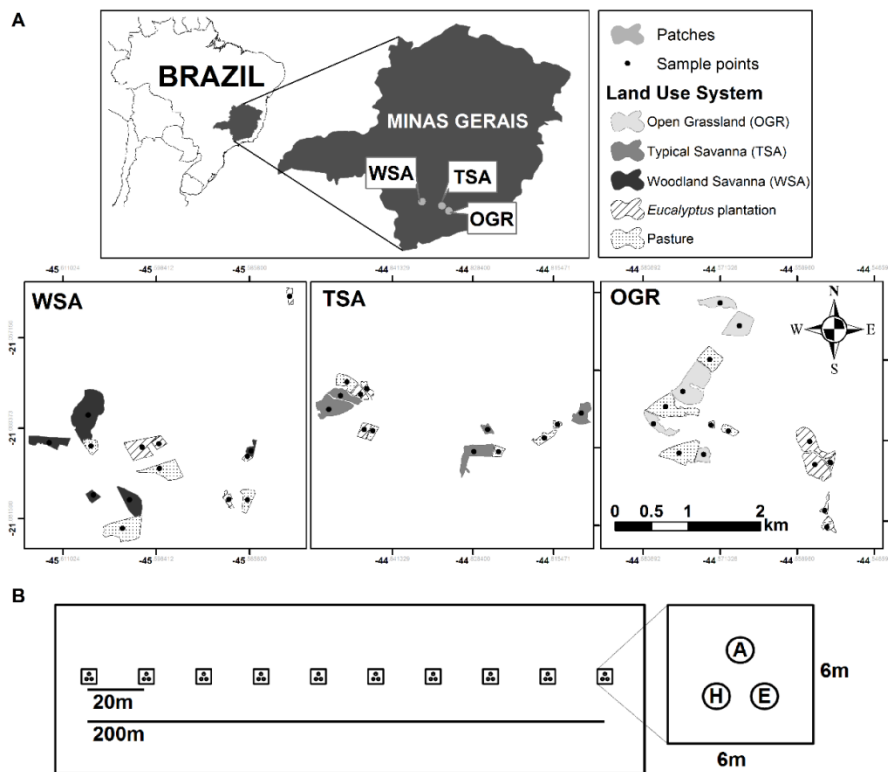
860

861 Table 2. P and F values from generalized linear models (GLMs) and redundancy  
 862 analyses (RDA) performed to evaluate the correlation among ant species  
 863 richness and composition and environmental variables in the study regions  
 864 characterized by open grassland, typical savanna, and woodland savanna in  
 865 southern Minas Gerais, Cerrado region, Brazil.

Strata	Family	Variable	Open Grassland		Typical Savanna		Woodland Savanna	
			<i>p</i>	F	<i>p</i>	F	<i>p</i>	F
Richness—GLM								
Arboreal	Quasi-Poisson	PRI	0.080	3.782	0.004	14.249	0.007	12.870
		PDE	0.053	4.783	0.577	0.342	0.696	0.171
		CBH	0.116	3.103	0.441	0.681	0.363	0.970
		CCO	0.349	1.004	0.255	0.172	0.786	0.079
Epigaeic	Quasi-Poisson	LDI	0.133	2.598	0.001	17.888	0.007	10.369
		LDW	0.294	1.215	0.653	0.218	0.208	1.810
		GCO	0.022	6.791	0.272	1.351	0.525	0.438
		CCO	0.518	0.449	0.984	0.001	0.054	4.459
Hypogaic	Quasi-Poisson	SCO	0.574	0.338	0.895	0.019	0.911	0.013
		LDW	0.204	1.787	0.137	2.572	0.363	0.902
		GCO	0.407	0.737	0.653	0.215	0.207	1.778
		CCO	0.476	0.544	0.840	0.043	0.922	0.010
	Index	Variable	<i>p</i>	F	<i>p</i>	F	<i>p</i>	F
Composition—RDA								
Arboreal	Bray-Curtis	PRI	0.050	2.010	0.006	2.177	0.018	2.403
		PDE	0.985	0.319	0.120	1.384	0.263	1.273
		CBH	0.655	0.792	0.009	1.809	0.729	0.738
		CCO	0.470	0.990	0.361	1.086	0.722	0.735
Epigaeic	Bray-Curtis	LDI	0.040	1.781	0.002	2.543	0.001	5.370
		LDW	0.002	2.747	0.002	2.829	0.003	3.039
		GCO	0.006	2.493	0.211	1.282	0.315	1.140
		CCO	0.003	2.966	0.309	1.162	0.120	1.655
Hypogaic	Bray-Curtis	SCO	0.336	1.138	0.772	0.709	0.124	1.529
		LDW	0.124	1.573	0.011	2.247	0.048	1.811
		GCO	0.309	1.127	0.662	0.813	0.010	2.476
		CCO	0.016	2.804	0.599	0.858	0.213	1.297

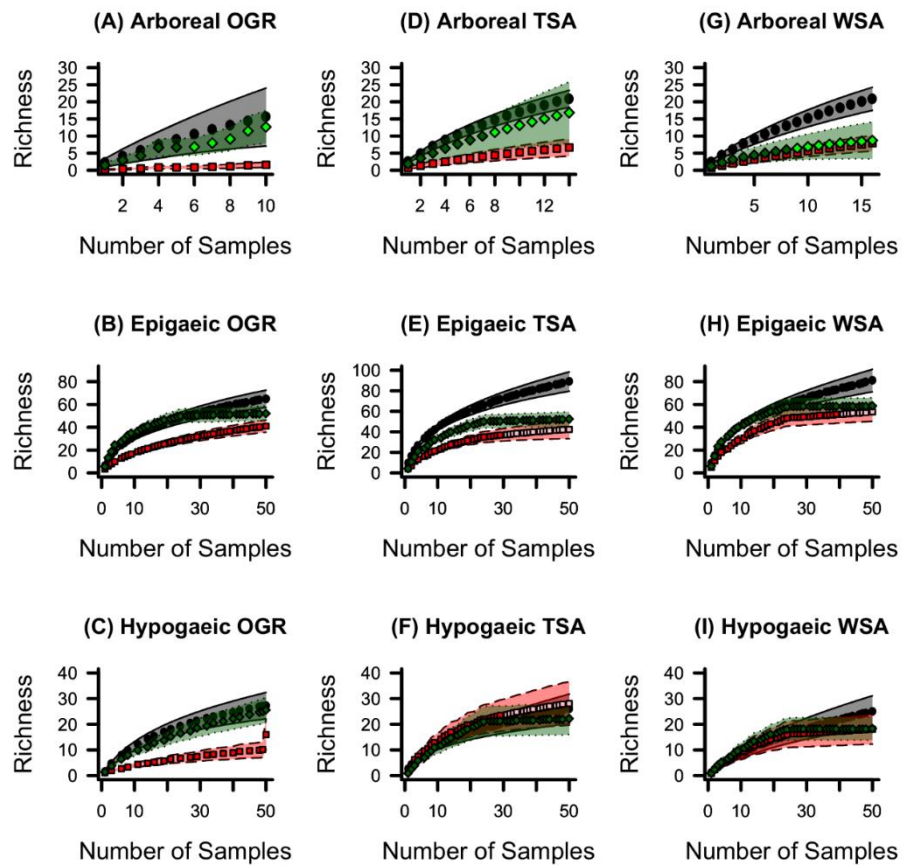
Plant richness (PRI), plant density (PDE), circumference at basis height (CBH), canopy cover (CCO), litter diversity (LDI), liter dry weight (LDW), grass and herbaceous cover (GCO), and soil compaction (SCO)

867 Fig. 1. A) Map of the study landscapes in Itutinga, Itumirim, and Boa Esperança,  
 868 southern Minas Gerais, Brasil and the experimental design used to sampling ants  
 869 and environmental variables (above). B) In each point in the map we installed a  
 870 200m transect with 10 sampling points each separated by 20 m. In each  
 871 sampling point we installed pitfall traps (A - Arboreal, E - Epigaeic, and H -  
 872 Hypogaecic) to collect ants and measured environmental variables in a 6 x 6 m  
 873 quadrant (below).



874

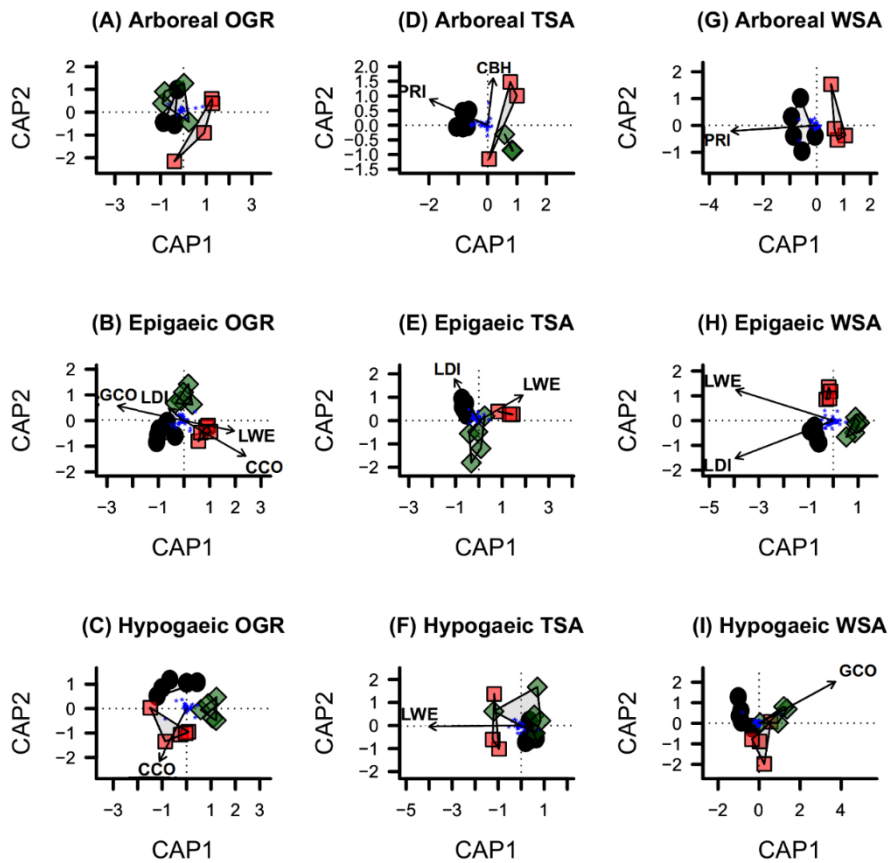
875 Fig. 2. Species richness curves comparing ant richness across all land use  
 876 systems and strata. Letters represent each comparison: arboreal (A), epigaeic  
 877 (B), and hypogaecic (C) in open grasslands (OGR), (D,E,F) in typical savanna  
 878 (TSA), and (G,H,I) in woodland savanna (WSA). Different symbols illustrate  
 879 native vegetation (circles), *Eucalyptus* plantation (squares), pasture (diamonds).  
 880 Shaded colors represent the confidence interval (95%).



881

882

883 Fig. 3. Redundancy analysis of ant composition at three land use systems [native  
 884 vegetation (NAT), *Eucalyptus* plantation (EUC), and pasture (PAS)] and eight  
 885 environmental variables [plant richness (PRI), plant diversity (PDI),  
 886 circumference at basis height (CBH), canopy cover (CCO), litter diversity  
 887 (LDI), liter dry weight (LDW), grass and herbaceous cover (GCO), and soil  
 888 compaction (SCO)]. Letters represent each comparison: arboreal (A), epigaeic  
 889 (B), and hypogaecic (C) in open grasslands (OGR), (D, E, F) in typical savanna  
 890 (TSA), and (G,H,I) in woodland savanna (WSA). Different symbols illustrate  
 891 native vegetation (circles), *Eucalyptus* plantation (squares), pasture (diamonds).



893

**Supporting Information**

894

Cerrado vegetation types determine how land use impacts ant biodiversity

895

ACM Queiroz, AM Rabello, DL Braga, GS Santiago, LF Zurlo, SM Philpott, CR Ribas.

896

897

S1. Description of the 42 study sites across three vegetation types in southern Minas Gerais Cerrado region, Brazil.

<b>Cerrado Habitat</b>	<b>Land use system</b>	<b>Coordinates</b>	<b>Altitude (m)</b>	<b>Area (km<sup>2</sup>)</b>
<b>Open Grassland</b>	Native vegetation	21°25'39.9 S 44°34'27.4 W	1010	0.054
<i>Campo limpo</i>	Native vegetation	21°24'13.3 S 44°34'14.7 W	1010	0.096
Itutinga	Native vegetation	21°25'23.8 S 44°34'54.2 W	1025	0.081
	Native vegetation	21°24'30.2 S 44°34'11.6 W	1010	0.149
	Native vegetation	21°25'5.86 S 44°34'37.4 W	1020	0.279
	<i>Eucalyptus</i> plantation	21°25'39.1 S 44°33'22.3 W	995	0.141
	<i>Eucalyptus</i> plantation	21°25'43.0 S 44°33'23.1 W	1000	0.150
	<i>Eucalyptus</i> plantation	21°26'23.3 S 44°33'13.3 W	1040	0.034
	<i>Eucalyptus</i> plantation	21°26'14.8 S 44°33'15.7 W	1030	0.021
	<i>Eucalyptus</i> plantation	21°25'46.1 S 44°33'13.1 W	1010	0.023
	Pasture	21°25'40.5 S 44°34'32.1 W	1025	0.171
	Pasture	21°25'24.8 S 44°34'21.0 W	995	0.009
	Pasture	21°25'24.7 S 44°34'10.1 W	1015	0.034
	Pasture	21°24'45.8 S 44°34'23.8 W	1010	0.104
	Pasture	21°25'12.9 S 44°34'52.5 W	1045	0.186
<b>Typical Savanna</b>	Native vegetation	21°13'55.7 S 44°48'39.3 W	890	0.080
<i>Sensu strictu</i>	Native vegetation	21°14'12.9 S 44°49'31.9 W	925	0.133
Itumirim	Native vegetation	21°13'44.8 S 44°50'50.1 W	885	0.074
	Native vegetation	21°13'42.7 S 44°51'08.3 W	935	0.158

	Native vegetation	21°14'00.2 S 44°49'33.3 W	910	0.024
	<i>Eucalyptus</i> plantation	21°13'59.6 S 44°50'44.3 W	880	0.040
	<i>Eucalyptus</i> plantation	21°13'39.4 S 44°50'48.2 W	890	0.038
	<i>Eucalyptus</i> plantation	21°13'35.7 S 44°50'43.8 W	870	0.027
	Pasture	21°14'05.7 S 44°48'59.8 W	920	0.042
	Pasture	21°14'11.3 S 44°49'27.5 W	920	0.028
	Pasture	21°14'00.9 S 44°50'38.6 W	880	0.028
	Pasture	21°13'33.3 S 44°50'52.5 W	900	0.068
	Pasture	21°13'58.3 S 44°48'52.8 W	905	0.015
<b>Woodland Savanna</b> <i>Cerradão</i> Boa Esperança	Native vegetation	21°04'16.8 S 45°36'36.6 W	850	0.073
	Native vegetation	21°04'45.7 S 45°36'07.3 W	810	0.081
	Native vegetation	21°04'06.3 S 45°36'30.4 W	860	0.227
	Native vegetation	21°04'43.2 S 45°36'25.4 W	845	0.023
	Native vegetation	21°04'20.7 S 45°35'09.2 W	821	0.018
	<i>Eucalyptus</i> plantation	21°04'23.6 S 45°36'3.46 W	830	0.094
	<i>Eucalyptus</i> plantation	21°04'17.7 S 45°35'52.0 W	840	0.023
	<i>Eucalyptus</i> plantation	21°03'05.5 S 45°34'50.4 W	870	0.018
	<i>Eucalyptus</i> plantation	21°04'44.5 S 45°35'19.7 W	780	0.019
	Pasture	21°04'18.2 S 45°36'27.3 W	825	0.031
	Pasture	21°04'56.2 S 45°36'05.3 W	810	0.140
	Pasture	21°04'45.9 S 45°35'11.2 W	780	0.043
	Pasture	21°04'30.9 S 45°35'47.3 W	805	0.093
	Pasture	21°04'23.9 S 45°35'11.8 W	800	0.010

72

898

899



900 S2. List of ant species sampled in three different Cerrado (Brazilian Savanna) vegetation types - OGR, TSA, WSA (open grassland,  
 901 typical savanna, and woodland savanna) and surrounding vegetations (*Eucalyptus* plantations in open grassland - EOG, *Eucalyptus*  
 902 plantations in typical savanna - ETS, and *Eucalyptus* plantations in woodland savanna - EWS and pastures in open grassland POG,  
 903 pastures in typical savanna - PTS, and pastures in woodland savanna - PWS) at three strata (A - arboreal, E - epigeaic, and H -  
 904 hypogaeic) in southern Minas Gerais, Brazil.  
 905

Taxa	OGR			EOG			POG			TSA			ETS			PTS			WSA			EWS			PWS			
	A	E	H	A	E	H	A	E	H	A	E	H	A	E	H	A	E	H	A	E	H	A	E	H	A	E	H	
<b>Dolichoderinae</b>																												
<i>Azteca</i> sp. 1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	X	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Azteca</i> sp. 2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Dorymyrmex</i> sp. 1	-	X	-	-	-	-	X	X	-	X	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	X	X	X	-	
<i>Dorymyrmex</i> sp. 2	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	X	-	-	
<i>Dorymyrmex</i> sp. 3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	X	-	-	
<i>Dorymyrmex</i> sp. 4	-	X	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	
<i>Forelius pusillus</i> Santschi, 1922	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Linepithema</i> sp. 1	-	X	X	-	X	-	X	X	X	X	X	X	-	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	-	-	X	-
<i>Linepithema</i> sp. 2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	X	X	-	-	-	-	-	-	X	-	-	X	-	-	
<i>Linepithema</i> sp. 3	-	X	X	-	X	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	
<i>Linepithema</i> sp. 4	-	X	-	-	X	-	X	X	X	-	X	X	-	-	-	-	-	-	-	X	X	-	-	-	-	X	-	
<i>Tapinoma</i> sp. 1	-	X	-	-	X	-	-	X	X	X	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	X	-	-	
<i>Tapinoma</i> sp. 2	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Tapinoma</i> sp. 3	-	X	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	
<i>Tapinoma</i> sp. 4	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	

906

<b>Dorylinae</b>																												
<i>Labidus coecus</i> (Latreille, 1802)	-	X	X	-	-	X	-	X	X	-	X	X	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Labidus praedator</i> (F. Smith, 1858)	X	-	X	-	-	-	-	X	X	-	X	-	X	X	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Neivamyrmex punctaticeps</i> Emery, 1894	-	-	X	-	-	X	-	-	X	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Neivamyrmex</i> sp. 1	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Neivamyrmex</i> sp. 2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Neivamyrmex</i> sp. 3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Nomamyrmex esenbeckii</i> (Westwood, 1842)	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Nomamyrmex hartigii</i> (Westwood, 1842)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<b>Ectatomminae</b>																												
<i>Ectatomma brunneum</i> Smith, F., 1858	X	X	-	-	X	-	X	X	X	X	X	-	-	-	-	X	X	-	-	-	-	-	X	-	-	X	-	
<i>Ectatomma edentatum</i> Roger, 1863	-	X	-	-	X	-	-	-	-	-	X	-	-	X	-	-	X	-	-	X	X	-	-	-	-	-	-	
<i>Ectatomma lugens</i> Emery, 1894	X	X	-	-	X	-	-	X	-	X	X	X	-	X	-	X	X	X	-	X	-	-	-	-	-	X	-	
<i>Ectatomma opaciventre</i> Roger, 1861	-	X	X	-	X	X	-	X	-	-	X	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Ectatomma planidens</i> Borgmeier, 1939	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Ectatomma tuberculatum</i> Olivier, 1792	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Gnamptogenys ericae</i> (Forel, 1912)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	
<i>Gnamptogenys regularis</i> Mayr, 1870	-	X	-	-	-	-	-	X	X	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	X	-	
<i>Gnamptogenys striatula</i> (Mayr, 1884)	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	X	-	-	-	-	
<i>Gnamptogenys sulcata</i> (F. Smith, 1858)	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	
<b>Formicinae</b>																												
<i>Acropyga goeldii</i> Forel, 1893	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Brachymyrmex</i> sp. 1	-	-	-	-	X	X	-	X	X	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	X	-	-	X	-	
<i>Brachymyrmex</i> sp. 2	-	X	-	-	X	-	X	X	X	X	X	-	-	X	X	-	X	-	X	X	X	X	X	X	X	-	-	-

<i>Brachymyrmex</i> sp. 3	-	X	X	-	-	-	-	-	-	X	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Brachymyrmex</i> sp. 4	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Brachymyrmex</i> sp. 5	-	X	X	-	X	-	-	X	X	X	X	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	X		
<i>Brachymyrmex</i> sp. 6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Brachymyrmex</i> sp. 7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	X			
<i>Camponotus arboreus</i> Smith, F., 1858	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Camponotus atriceps</i> Smith, F., 1858	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	X	-	X	-	-	-	-	-	-		
<i>Camponotus balzani</i> Emery, 1894	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	X	X	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Camponotus blandus</i> Smith, F., 1858	-	X	-	-	-	-	-	-	X	X	X	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-		
<i>Camponotus crassus</i> Santschi, 1922	X	X	X	-	X	-	X	X	X	X	X	-	X	X	X	-	X	-	X	X	-	X	X	-	X	X	-		
<i>Camponotus lespesii</i> Forel, 1886	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	X	X	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Camponotus leydigi</i> Forel, 1886	-	X	-	-	X	-	-	-	-	X	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Camponotus melanoticus</i> Santschi, 1939	X	X	X	-	-	-	X	X	-	X	X	-	X	X	-	-	X	-	X	X	-	X	-	X	-	-	-		
<i>Camponotus novogranadensis</i> Mayr, 1870	-	-	-	-	-	-	X	X	X	X	X	-	-	-	-	-	-	X	X	-	-	X	-	-	-	-	-		
<i>Camponotus renggeri</i> Emery, 1894	X	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	X	X	-	X	X	-	-	X	-	-	-	-	-		
<i>Camponotus rufipes</i> Fabricius, 1775	-	X	-	-	X	X	-	X	X	X	X	-	-	X	-	X	X	-	X	X	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Camponotus</i> sp. 1	-	X	-	-	-	-	-	-	-	X	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Camponotus</i> sp. 2	-	X	-	-	-	-	-	-	-	X	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	X	X	
<i>Camponotus</i> sp. 3	X	X	-	X	X	-	X	X	-	X	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	X	X	
<i>Camponotus</i> sp. 4	-	X	-	X	-	X	-	-	-	X	X	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Camponotus</i> sp. 5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	X	-	-	-	-	-	-	-	X	X	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Camponotus</i> sp. 6	-	X	-	-	-	-	-	-	-	X	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Camponotus</i> sp. 7	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	X	-
<i>Camponotus</i> sp. 8	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Camponotus</i> sp. 9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	X	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-

<i>Camponotus</i> sp. 10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Camponotus</i> sp. 11	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Camponotus</i> sp. 12	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Camponotus</i> sp. 13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	
<i>Camponotus</i> sp. 14	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	
<i>Camponotus</i> sp. 15	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Camponotus</i> sp. 16	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Myrmelachista</i> sp. 1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Myrmelachista</i> sp. 2	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Nylanderia</i> sp. 1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	X	-	X	X	-	-	-	X	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Nylanderia</i> sp. 2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<b>Myrmicinae</b>																																	
<i>Acromyrmex crasispinus</i> Forel, 1909	-	X	-	-	X	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Acromyrmex landolti</i> Forel, 1885	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	X	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Apterostigma</i> sp. 1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Apterostigma</i> sp. 2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Apterostigma</i> sp. 3	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Apterostigma</i> sp. 4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-
<i>Apterostigma</i> sp. 5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Atta</i> sp. 1	-	X	-	-	X	-	-	X	-	-	X	-	X	X	-	-	X	-	-	X	-	X	X	-	-	X	-	-	X	-	-	-	-
<i>Atta</i> sp. 2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-
<i>Carebara brasiliana</i> Fernández, 2004	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Carebara urichi</i> (W.M. Wheeler, 1922)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Carebara</i> gr <i>escherichi</i> sp. 1	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Carebara</i> gr <i>lignata</i> sp. 2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-
<i>Cephalotes atratus</i> (Linnaeus, 1758)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

<i>Cephalotes maculatus</i> (F. Smith, 1876)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Cephalotes pavonii</i> Latreille, 1809	X	-	-	-	-	-	X	-	-	X	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Cephalotes pusillus</i> (Klug, 1824)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	X	-	X	-	-	-	-	-	-	X	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cephalotes</i> sp. 1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cephalotes</i> sp. 2	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Crematogaster evallans</i> (Forel, 1907)	-	X	X	X	X	X	X	X	X	-	X	X	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	X	-	-	X	-	-	X	-	-
<i>Crematogaster</i> sp. 1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Crematogaster</i> sp. 2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Crematogaster</i> sp. 3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	X	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Crematogaster</i> sp. 4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	X	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Crematogaster</i> sp. 5	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Crematogaster</i> sp. 6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Crematogaster</i> sp. 7	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Crematogaster</i> sp. 8	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Crematogaster</i> sp. 9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Crematogaster</i> sp. 10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Crematogaster</i> sp. 11	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Crematogaster</i> sp. 12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cyatta abscondita</i> Sosa-Calvo, Schultz, Brandão et al., 2013	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cyphomyrmex lectus</i> Forel, 1911	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cyphomyrmex minutus</i> Mayr, 1862	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-
<i>Cyphomyrmex transversus</i> Emery, 1894	-	X	-	-	X	-	-	X	-	-	X	-	-	X	-	-	X	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-
<i>Cyphomyrmex</i> gr <i>rimosus</i> sp. 1	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cyphomyrmex</i> sp. 1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cyphomyrmex</i> sp. 2	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-

<i>Cyphomyrmex transversus</i> Emery, 1894	-	X	-	-	X	-	-	X	-	-	X	-	-	-	-	-	X	-	-	X	-	-	-	-	-	-	X	-
<i>Mycetarotes parallelus</i> Emery, 1906	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Myocepurus</i> sp. 1	-	X	-	-	X	X	-	X	-	-	X	X	-	X	-	-	X	X	-	X	-	-	X	-	-	X	X	
<i>Myocepurus</i> sp. 2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	X	-	-	X	-	-	-	-	-
<i>Myrmicocrypta</i> cf <i>squamosa</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Myrmicocrypta</i> sp. 1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-
<i>Nesomyrmex echinatinodis</i> (Forel, 1886)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Nesomyrmex spininodis</i> Mayr, 1887	-	-	-	-	-	-	-	-	X	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ochetomyrmex semipolitus</i> Mayr, 1878	-	X	X	-	-	-	-	X	X	-	X	X	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Octostruma balzani</i> (Emery, 1894)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Oxyepoecus browni</i> de Albuquerque, Lavor, Brandão, 2004	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Oxyepoecus bruchi</i> Santschi, 1926	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Oxyepoecus</i> gr <i>vezenii</i> sp. 1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> aff <i>claviscapa</i>	-	X	-	-	X	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	X	-
<i>Pheidole</i> aff <i>rugiceps</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	X	-	X	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> aff <i>synarmata</i>	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X
<i>Pheidole aper</i> Forel, 1912	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole cavifrons</i> Emery, 1906	-	X	X	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole flavens</i> Roger, 1863	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-
<i>Pheidole gertrudae</i> Forel, 1886	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	X	-
<i>Pheidole oxyops</i> Forel, 1908	-	X	X	-	X	X	-	X	X	X	X	X	-	X	X	-	X	X	X	X	X	X	-	X	X	-	X	-
<i>Pheidole radoszkowskii</i> (Mayr, 1884)	-	X	X	-	-	-	-	-	-	X	X	-	-	-	-	-	-	-	X	X	X	X	-	-	-	-	X	-
<i>Pheidole scapulata</i> Santschi, 1923	-	X	-	-	X	-	-	X	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	X
<i>Pheidole subarmata</i> Mayr, 1884	-	X	X	-	X	X	-	X	X	-	X	X	-	-	-	-	X	X	-	X	-	X	X	X	-	X	X	X

<i>Pheidole susannae</i> Forel, 1886	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-
<i>Pheidole transversostriata</i> Mayr, 1887	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	X	-	X	X	-	X	X	-	X	-	X	X	X	-	X	-	-
<i>Pheidole triconstricta</i> Forel, 1886	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole vafra</i> Santschi, 1923	-	X	-	-	X	X	-	X	X	-	X	-	X	-	-	-	X	X	-	X	X	-	X	X	-	X	X	-
<i>Pheidole</i> sp. 1	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-
<i>Pheidole</i> sp. 2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp. 3	-	-	-	-	X	-	-	X	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp. 4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	X	-	X
<i>Pheidole</i> sp. 5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	X	-	-	X	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp. 6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-
<i>Pheidole</i> sp. 7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp. 8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp. 9	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp. 10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-
<i>Pheidole</i> sp. 11	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp. 12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-
<i>Pheidole</i> sp. 13	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp. 14	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp. 15	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp. 16	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp. 17	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp. 18	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	X	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp. 19	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	X	-	-	-	-	-	-	-	-	X	X	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp. 20	-	-	-	X	X	X	X	X	X	-	-	-	X	X	X	X	X	X	-	-	-	-	X	X	-	X	X	-
<i>Pheidole</i> sp. 21	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp. 22	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp. 23	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-

<i>Pogonomyrmex naegelii</i> Emery, 1878	-	X	-	-	X	-	-	X	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	X									
<i>Rogeria lirata</i> Kugler, 1994	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-									
<i>Sericomyrmex</i> sp. 1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-							
<i>Solenopsis invicta</i> Buren, 1972	-	X	X	-	X	X	-	X	X	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-						
<i>Solenopsis</i> gr <i>geminata</i> sp. 1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	X									
<i>Solenopsis</i> sp. 2	-	X	-	-	-	-	-	X	X	-	X	-	-	X	-	-	-	-	-	X	X	X	-	-	X	-	-	X	-	-	X	-	-	X	-	-	X	-	-	X	-	-	X	-	-	X							
<i>Solenopsis</i> sp. 3	X	X	X	-	X	-	-	X	X	X	X	X	-	-	X	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X						
<i>Solenopsis</i> sp. 4	-	X	X	-	-	-	-	X	X	-	X	X	X	X	X	-	-	X	X	X	X	X	-	X	-	-	X	-	-	X	-	-	X	-	-	X	-	-	X	-	-	X	-	-	X	-	X						
<i>Solenopsis</i> sp. 5	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-						
<i>Solenopsis</i> sp. 6	-	X	X	-	-	-	-	-	-	X	X	-	-	X	X	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-					
<i>Solenopsis</i> sp. 7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-					
<i>Solenopsis</i> sp. 8	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	X	X	X	-	-	-	X	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
<i>Solenopsis</i> sp. 9	-	-	X	-	-	X	-	-	X	-	-	X	-	X	X	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	X	-	-					
<i>Solenopsis</i> sp. 10	-	X	-	-	X	-	-	X	-	-	X	-	-	X	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-					
<i>Solenopsis</i> sp. 11	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
<i>Solenopsis</i> sp. 12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
<i>Solenopsis</i> sp. 13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
<i>Strumigenys eggersi</i> (Emery, 1890)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
<i>Strumigenys louisianae</i> Roger, 1863	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
<i>Strumigenys subdentata</i> (Mayr, 1887)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
<i>Trachymyrmex iheringi</i> Emery, 1888	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Trachymyrmex kempfi</i> Fowler, 1982	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-			
<i>Trachymyrmex</i> sp. 1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Trachymyrmex</i> sp. 2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Trachymyrmex</i> sp. 3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Trachymyrmex</i> sp. 4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-



<i>Trachymyrmex</i> sp. 5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Tranopelta gilva</i> Mayr, 1866	-	-	X	-	-	X	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	X
<i>Wasmannia auropunctata</i> (Roger, 1863)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	X	-	X	-	-	-	X	X	X	X	-	-	-	-	-	
<i>Wasmannia</i> sp. 1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	X	X	-	X	-	-	-	-	
<i>X</i> sp. 1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	
<i>X</i> sp. 2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	
<i>X</i> sp. 3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	
<b>Ponerinae</b>																										
<i>Anochetus</i> sp. 1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	X	-	
<i>Anochetus</i> sp. 2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	
<i>Hypoponera</i> sp. 1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	
<i>Hypoponera</i> sp. 2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	
<i>Hypoponera</i> sp. 3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	
<i>Neoponera verena</i> (Forel, 1922)	-	X	-	-	X	-	-	X	-	-	X	-	-	X	-	-	X	-	-	X	-	-	X	-	-	
<i>Neoponera villosa</i> Fabricius, 1804	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	
<i>Odontomachus bauri</i> Emery, 1892	-	X	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	X	-	-	X	
<i>Odontomachus chelifer</i> (Latreille, 1802)	-	X	-	-	X	-	-	X	-	-	-	-	X	-	-	X	-	-	X	X	X	X	X	-	-	
<i>Odontomachus</i> sp. 1	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	
<i>Pachycondyla harpax</i> Fabricius, 1804	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	X	X	-	X	-	-	X	
<i>Pachycondyla striata</i> Smith, F., 1858	-	-	-	-	X	-	-	X	-	-	X	X	-	X	-	X	X	-	-	X	X	-	X	-	X	
<i>Pseudoponera stigma</i> Fabricius, 1804	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	
<b>Pseudomyrmecinae</b>																										
<i>Pseudomyrmex gr pallidus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	
<i>Pseudomyrmex gracilis</i> (Fabricius, 1804)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	X	X	-	-	
<i>Pseudomyrmex schuppi</i> Forel, 1901	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	

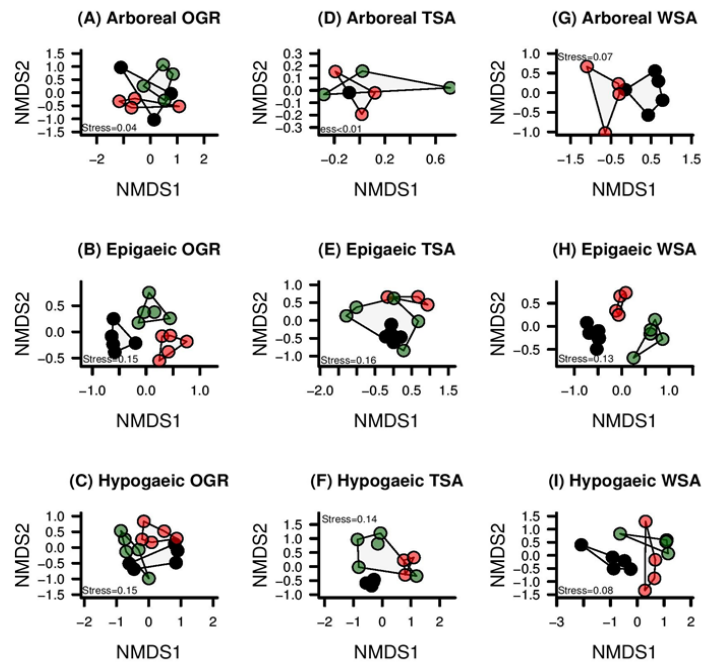
<i>Pseudomyrmex tenuis</i> Fabricius, 1804	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	X	-	X	X	-	-	-	-
<i>Pseudomyrmex termitarius</i> Smith, F., 1855	-	X	-	-	X	-	-	X	-	X	X	X	-	-	-	-	X	-	X	X	-	-	-	-	-	-	-	-	X	X	X	
<i>Pseudomyrmex</i> sp. 1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Pseudomyrmex</i> sp. 2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-		
<i>Pseudomyrmex</i> sp. 3	-	X	-	X	-	-	X	X	-	X	X	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Pseudomyrmex</i> sp. 4	-	-	-	-	-	-	X	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
<i>Pseudomyrmex</i> sp. 5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Total 217 species	9	65	27	5	41	16	15	50	25	38	89	26	11	35	22	10	50	21	40	81	25	14	48	16	6	58	18					

908 S3. Table 1. Ant composition pairwise comparisons. P (*italic*) and R values ( $P < 0.05$   
 909 demonstrates significant differences and R values of similarity. High R values represent  
 910 less similarity.) from similarity analysis (ANOSIM) performed to evaluate differences in  
 911 ant species composition among Cerrado native vegetation, *Eucalyptus* and pasture areas  
 912 in southern Minas Gerais Cerrado region, Brazil. Open grassland (OGR), typical  
 913 savanna (TSA), woodland savanna (WSA), Eucalyptus plantation (EUC), pasture (PAS),  
 914 native vegetation (NAT, related to the same initials of the left column).  
 915

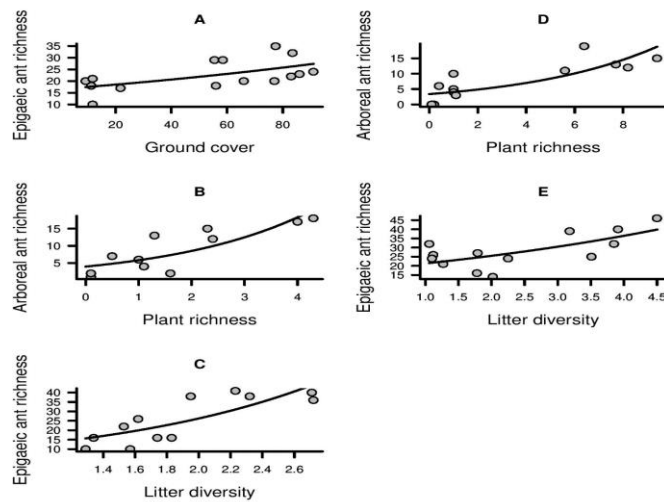
Land use systems	Arboreal			Epigeaic			Hipogaic		
	NAT	EUC	PAS	NAT	EUC	PAS	NAT	EUC	PAS
OGR	-	0.296	-0.176	-	0.912	0.750	-	0.300	0.502
EUC	<i>0.144</i>	-	0.141	<i>0.010</i>	-	0.736	<i>0.066</i>	-	0.518
PAS	<i>0.797</i>	<i>0.230</i>	-	<i>0.010</i>	<i>0.008</i>	-	<i>0.0099</i>	<i>0.015</i>	-
TSA	-	0.708	0.662	-	0.959	0.398	-	0.969	0.458
EUC	<i>0.017</i>	-	0.074	0.018	-	0.215	0.018	-	0.236
PAS	<i>0.015</i>	<i>0.401</i>	-	0.008	<i>0.152</i>	-	<i>0.015</i>	<i>0.153</i>	-
WSA	-	0.528	N.A.	-	0.938	0.956	-	0.566	0.759
EUC	<i>0.008</i>	-	N.A.	<i>0.009</i>	-	0.8344	<i>0.008</i>	-	0.349
PAS	<i>N.A.</i>	<i>N.A.</i>	-	<i>0.006</i>	<i>0.009</i>	-	<i>0.009</i>	<i>0.110</i>	-

916

917 S4. Non-metric multidimensional scaling (NMDS) of ant composition at three land use  
 918 systems [native vegetation (NAT), Eucalyptus plantation (EUC), and pasture (PAS)].  
 919 Letters represent each comparison: arboreal (A), epigaecic (B), and hypogaecic (C) in open  
 920 grasslands (OGR), (D,E,F) arboreal, epigaecic, and hypogaecic in typical savana (TSA),  
 921 and (G,H,I) in arboreal, epigaecic, and hypogaecic in woodland savanna (WSA). Different  
 922 colours illustrate native vegetation (black), Eucalyptus plantation (red), pasture (green).  
 923



924 S5. Correlation between ant richness (number of species per site) and environmental  
 925 variables. (A) Correlation between epigaeic ant richness and ground cover (grass and  
 926 herbaceous cover) in the open grassland landscape. The fitted line was obtained from a  
 927 generalized linear model ( $y=e^{(2.807304+0.005515*x)}$ ). (B) Correlation between arboreal ant  
 928 richness and plant richness (average number of species per plot) in the typical savanna  
 929 landscape. The fitted line was obtained from a generalized linear model  
 930 ( $y=e^{(1.3778+0.3821*x)}$ ). (C) Correlation between epigaeic ant richness and litter diversity  
 931 (average number of diversity of items in litter, inv-Simpson index) in the typical savanna  
 932 landscape. The fitted line was obtained from a generalized linear model  
 933 ( $y=e^{(1.8185+0.7246*x)}$ ). (D) Correlation between arboreal ant richness and plant richness  
 934 (average number of species per plot) in the woodland savanna landscape. The fitted line  
 935 was obtained from a generalized linear model ( $y=e^{(1.212+0.183*x)}$ ). (E) Correlation  
 936 between epigaeic ant richness and litter diversity (average number of diversity of items  
 937 in litter, inv-Simpson index) in the woodland savanna landscape. The fitted line was  
 938 obtained from a generalized linear model ( $y=e^{(2.8806+0.1787*x)}$ ).



939

940

941



***ARTIGO 2 - PARTITIONING BETA DIVERSITY BETWEEN NATIVE  
AND MODIFIED ECOSYSTEMS IN CERRADO: IMPLICATIONS FOR  
ECOSYSTEM MANAGEMENT AND BIODIVERSITY CONSERVATION***

***ARTIGO FORMATADO DE ACORDO COM ANIMAL CONSERVATION***

1 **Partitioning beta diversity between native and modified ecosystems in**  
2 **Cerrado: Implications for ecosystem management and biodiversity**  
3 **conservation**

4

5 Antonio C. M. de Queiroz <sup>a\*</sup>, Carla R. Ribas<sup>a</sup>, Ananza M. Rabello<sup>a,b</sup>, Stacy M.  
6 Philpott<sup>c</sup>, Ricardo Solar<sup>d</sup>, Grazielle S. Santiago<sup>a</sup>, Danielle L. Braga<sup>a</sup>, Guilherme  
7 Alves<sup>a</sup>

8

9 <sup>a</sup>Departamento de Biologia, Setor de Ecologia e Conservação, Laboratório de  
10 Ecologia de Formigas, Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG, Brazil, Zip  
11 Code: 37200-000.

12 <sup>b</sup>Universidade Vale do Rio Doce, Governador Valadares, MG, Brazil, Zip Code:  
13 35020-220.

14 <sup>c</sup>Environmental Studies Department, University of California, Santa Cruz, Santa  
15 Cruz, CA, USA, Zip Code: 95060.

16 <sup>d</sup>ICB - Instituto de Ciências Biológicas, Departamento de Biologia Geral,  
17 Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, Brazil, Zip Code:  
18 31270-901.

19

20 \*Corresponding author: Antonio Cesar Medeiros de Queiroz,  
21 queirozacm@gmail.com

22

23 **Animal Conservation (To be submitted)**



24 **Abstract**

25 Habitats modified by anthropogenic actions differ in species diversity and are  
26 less capable of retaining species from the reference or native environments. We  
27 examined the importance of human modified habitats for ant species  
28 conservation. We used nestedness as a proxy of conservation value (comparing  
29 the subset of species composition of modified habitats and native habitats with  
30 more species). Our aim was to understand the value of two modified habitats  
31 (*Eucalyptus* plantation and cattle pasture) for conservation of ant communities  
32 within three Cerrado (Brazilian Savanna) vegetation types (open grassland,  
33 typical savanna, and woodland savanna). We addressed the following questions:  
34 i) What is the contribution of nestedness to changes in species composition from  
35 different vegetation types of Cerrado transformed into *Eucalyptus* plantations  
36 and pastures? ii) Is this contribution of nestedness correlated with structural  
37 similarity (vegetation complexity and soil compaction) of native habitats? iii)  
38 How does the conversion of Cerrado to *Eucalyptus* plantations and pastures  
39 affect the most representative species from each vegetation type? The value of  
40 modified systems for conservation, in this approach, is low and depends on the  
41 native vegetation type that was replaced. Although both modified systems have  
42 low conservation values, in our analysis, *Eucalyptus* plantations had a less  
43 harmful impact and a slightly higher conservation value when implemented in  
44 open grassland and woodland savanna areas while pastures had higher  
45 conservation value for typical savannas. Further, structural similarity of  
46 modified habitats to native areas is positively correlated with nestedness just in

47 woodland savanna. Also, the conversion of Cerrado to pastures or *Eucalyptus* is  
48 not valuable for huge part of the most representative ants from Cerrado. We  
49 conclude that it is important to have fragments of natural ecosystems or  
50 agrosystems that consider natural complexity of natural habitats to conserve part  
51 of biodiversity or even the most common populations from the more structural  
52 complex habitats of Cerrado.

53

54 **Keywords:** Conservation value, Partitioning beta, Brazilian savanna, Habitat  
55 modification.

56

## 57 **1. Introduction**

58

59 Habitats modified by anthropogenic actions differ in species richness and  
60 composition and support fewer species from reference or native environments  
61 (Newbold *et al.* 2015, 2016; Solar *et al.*, 2015, 2016). Furthermore, habitat  
62 modification leads to changes in diversity along temporal or spatial gradients ( $\beta$ -  
63 diversity, Whittaker, 1960) due to two distinct phenomena, nestedness and  
64 turnover. Nestedness occurs when species composition of one area is a subset of  
65 species composition of sites with more species (Baselga, 2010). Turnover is the  
66 change or difference in species composition between sites or times (Magurran,  
67 2013). Because these components do not usually contribute equally to changes  
68 in species composition, it is possible that habitat transformation leads to  
69 different patterns in nestedness or turnover in communities (Newbold *et al.*,

70 2016). Further, conservation biologists might suggest different conservation  
71 strategies depending on patterns of nestedness and turnover (Baselga, 2010).  
72 Modified habitats with new combinations of species and different relative  
73 abundances of species that have not occurred previously may potentially change  
74 ecosystem functioning. Thus, given the current problems derived from habitat  
75 transformation and human needs (e.g. loss of native habitats and scarcity of  
76 natural resources), it is urgent to manage or create modified habitats that are  
77 useful for humans, but also for conservation, i.e. capable to retain diversity from  
78 native habitats or composing a permeable matrix (Tabarelli *et al.*, 2010).

79         The traditional diversity metrics (i.e. richness, abundance, composition)  
80 that help us in decisions for land use management and conservation do not  
81 evaluate all nuances of changes in communities after habitat transformations in  
82 agrosystems. Evaluate turnover is a good way to measure the changing in  
83 species assemblages. But once nestedness shows subsets of species from more  
84 rich habitats (Baselga 2010, 2012) this measure can be used to represent the  
85 quantity of species that a poorer area can harbor from a richer area. This can be  
86 used as an indirect measure of conservation value that shows concentrations of  
87 biodiversity in threatened species significant at regional, national or global  
88 levels (Abell *et al.*, 2015). In this way, we believe that areas with higher  
89 turnover can also be unfavorable for habitat restoration because some species, as  
90 alien species, may establish and hinder the arrival of other changing the course  
91 of community assembly (Vilà *et al.*, 2011; Lososová *et al.*, 2016). Most studies

92 describe changes in biodiversity after land conversion in other systems (Gardner  
93 *et al.*, 2009).

94         Modified habitats usually support lower diversity with a wide distribution  
95 of species and, in general, diversity continues to diminish with the expansion of  
96 these modified environments (McGill, 2015; Newbold *et al.*, 2016) more than  
97 previously expected previously (Barlow *et al.*, 2016). Additionally, turnover of  
98 species among land use systems is high in tropical environments (see Newbold  
99 *et al.*, 2016), but little is known about these changes in tropical environments  
100 that present naturally different vegetation characteristics with same origin in  
101 evolutionary history like Cerrado (Brazilian Savanna). The diversity of  
102 vegetation types in a landscape is important to diversity of species and their  
103 persistence in Cerrado's landscapes (Almeida & Louzada, 2009; Costa-Milanez  
104 *et al.*, 2017). If the characteristics of modified habitats are dramatically different  
105 from the native habitats, and turnover is high, the species present in modified  
106 habitats may have low conservation value.

107         Tropical savannas attract less research interest, compared to tropical forest  
108 biomes, despite their significant importance for biodiversity maintenance (Parr  
109 *et al.*, 2014). So, we need to evaluate impacts and draw strategies for  
110 conservation of these formations rapidly, before we loss all natural remnants.  
111 Furthermore, savanna areas have suffered more reduction in their native areas  
112 compared with tropical forests and are also target of less conservation  
113 investment (Klink & Machado, 2005; Parr *et al.*, 2014). The Brazilian Cerrado is  
114 a biodiversity hotspot, and one of the tropical savannas with high plant species

115 diversity, with habitat types ranging from native grasslands to forests (Myers *et*  
116 *al.*, 2000; Oliveira & Marquis, 2002; Machado *et al.*, 2004). In addition, the  
117 Cerrado has already lost more than 50% of its area for agriculture (Silva *et al.*,  
118 2006; Rada, 2013). At present, Cerrado areas are threatened by conversion to  
119 pasture, annual crops, and *Eucalyptus* plantations; in fact, >20% of Brazilian  
120 *Eucalyptus* production comes from Cerrado (Grecchi *et al.*, 2014; Espírito-Santo  
121 *et al.*, 2016; Fernandes *et al.*, 2016). Besides, the rate of habitat loss of its native  
122 areas is greater than demarcation of areas for protection (Jepson, 2005).  
123 However, other areas (e.g. secondary forests), in addition to native vegetation,  
124 may play a key role in conservation (Barlow *et al.*, 2007; Tabarelli *et al.*, 2010;  
125 Solar *et al.*, 2016).

126         Some modified habitats can act in a variety of ways for species  
127 conservation serving as shelter or passage for many species from primary  
128 habitats (Barlow *et al.*, 2007; Tabarelli *et al.*, 2010; Solar *et al.*, 2016) and this is  
129 related to the structural similarity they have with the native areas (Barlow *et al.*,  
130 2007; Audino *et al.*, 2014). Structural similarity (similarity in the amount and  
131 variety of resources) of native and modified habitats is one important  
132 characteristic for retaining species in simplified habitats and other  
133 agroecosystems (Audino *et al.*, 2014). Ant communities, for example, depend on  
134 the complexity of habitats and microhabitats to maintain their diversity (Pacheco  
135 *et al.*, 2013; Queiroz *et al.*, 2017). Therefore, ants are good indicators (Andersen  
136 *et al.*, 2002; Philpott *et al.*, 2010; Ribas *et al.*, 2012) and become a useful tool to  
137 measure the intensity of environmental changes in this biome.

138           In this study, we examined the importance of human modified habitats for  
139 ant species conservation in Cerrado (Brazilian Savanna). Our central aim was to  
140 understand the value of modified habitats for conservation of ant communities in  
141 Cerrado vegetation types. Based on a comprehensive survey, encompassing  
142 natural habitat, *Eucalyptus* plantation, and cattle pasture, within three Cerrado  
143 vegetation types (open grassland, typical savanna, and woodland savanna) we  
144 asked: i) What is the contribution of nestedness to changes in species  
145 composition from different vegetation types of Cerrado transformed into  
146 *Eucalyptus* plantations and pastures? ii) Is this contribution of nestedness  
147 correlated with structural similarity (vegetation complexity and soil compaction)  
148 of native habitats? iii) How does the conversion of Cerrado affect the most  
149 representative species from each vegetation type transformed in *Eucalyptus*  
150 plantations and pastures? We realized beta diversity partitioning and choose  
151 nestedness as our measure because higher nestedness means higher number of  
152 species shared with native systems. We expected higher nestedness in land use  
153 systems more structurally similar to native areas; the structural similarity  
154 directly and positively related to the nestedness; and higher frequency of  
155 occurrence of the most representative species in land use systems more  
156 structurally similar to native areas.

157

## 158 **2. Material and Methods**

159

### 160 *2.1. Study sites and experimental design*

161           We conducted fieldwork from January to March 2014 in three regions  
162 near the cities of Itutinga (21°25'39.9"S 44°34'27.4"W), Itumirim (21°13'55.7"S  
163 44°48'39.3"W) and Boa Esperança (21°04'16.8"S 45°36'36.6"W) all of them  
164 located in south Minas Gerais state, southeast Brazil. The region is characterized  
165 by a dry winter (April to September) and wet summer (October to March), and  
166 rainfall averages 1500 mm per year. The sample sites were between 780 to 1045  
167 m above sea level. The Itutinga region supports open grassland vegetation type,  
168 Itumirim and Boa Esperança supports typical savanna and woodland savanna,  
169 respectively.

170           All these vegetation types are under *Eucalyptus* plantation and pasture  
171 pressure. We conducted the sampling in private farms which have remaining  
172 natural vegetation, some embedded with *Eucalyptus* plantations and others with  
173 pastures, and farms also have cattle grazing, fire (natural and managed), and  
174 vegetation extractivism (legal and illegal). The Cerrado has a huge biodiversity,  
175 associated with the diversity of native vegetation types (e.g. open grasslands,  
176 shrublands, typical and woodland savannas, and riparian forests) these  
177 formations differ in soil characteristics, location (higher or lower altitudes),  
178 grass cover, percentage of canopy cover, and dominant plant species as well as  
179 fire dynamics and water availability. Open grasslands have shallower soils,  
180 higher grass cover, occur in higher altitudes, and are resilient to fire, where  
181 woodland savannas present opposed characteristics and typical savannas present  
182 intermediate characteristics in this gradient (Oliveira & Marquis, 2002).

183           Across the three regions, we sampled a total of 42 sites. In open grassland  
184 vegetation type, we sampled native vegetation (5 sites), *Eucalyptus* plantations  
185 (5), and pasture (5). In typical savanna vegetation type, we sampled native  
186 vegetation (5 sites), *Eucalyptus* plantations (3), and pasture (5). In woodland  
187 savanna vegetation type, we sampled native vegetation (5 sites), *Eucalyptus*  
188 plantation (4), and pasture (5). In each study site, we installed a 200 m transect  
189 with ten sampling points each separated by 20 m.

190

## 191 2.2. *Ant sampling*

192           We sampled epigaeic ants using pitfalls that capture ants that forage on  
193 the ground or in leaf litter (Bestelmeyer *et al.*, 2000). The pitfall traps consisted  
194 of plastic recipients (diameter = 8 cm; height = 12 cm) with a 200 ml of solution  
195 of water, detergent (0.6 %) and salt (0.4 %). We protected the traps against rain  
196 and sun with a plastic roof. All pitfalls were buried flush with the soil  
197 (Bestelmeyer *et al.*, 2000) and remained in the field for 48 hours. We sorted and  
198 identified ants to genus level according to Baccaro *et al.* (2015). Ant  
199 identification to the species level was carried out by T. S. R. da Silva and G.  
200 Camacho from Laboratório de Sistemática e Biologia de Formigas, Universidade  
201 Federal do Paraná (UFPR) where all voucher specimens were deposited. They  
202 used the following keys for identification: DeAndrade and Baroni-Urbani 1999;  
203 Mayhé-Nunes and Brandão 2002, 2005; Wilson, 2003; Lattke *et al.*, 2007.

204

205



206 *2.3. Vegetation complexity and soil compaction estimation*

207         To evaluate structural similarity of vegetation and soils in each study site  
208 we sampled the following environmental variables within a 6 x 6 m quadrant:  
209 canopy cover, percentage of grass and herbaceous cover, litter weight and  
210 diversity, tree number, density, height and diameter (circumference at basis  
211 height at 30 cm above ground level > 5 cm), and soil compaction. We measured  
212 canopy cover with digital images using a fish-eye lens attached to a camera  
213 positioned at 1.5 m above ground level, and analyzed images with Gap Light  
214 Analyser 2.0 software (Frazer *et al.*, 1999). We estimated the percentage of grass  
215 and herbaceous cover within a 1 x 1 m quadrat placed on the ground. Within the  
216 same quadrat, we collected litter from the ground to measure litter weight and  
217 diversity. We dried litter samples for 96 h at 60°C and then weighed them with a  
218 precision balance. We assessed litter diversity (invD – Inverse Simpson) by  
219 counting the number of different leaves, branches and sticks (Queiroz *et al.*,  
220 2013). We counted the density, and richness of woody plants (e.g. trees and  
221 shrubs), estimated plant height and measured the circumference at basis height  
222 (CBH) for diameter data. Finally, we measured soil compaction by dropping a  
223 sharp object from 1.5 m above ground and then measured the depth (cm) the  
224 item entered the soil.

225

226 *2.4. Data analyses*

227         We calculated the Sørensen dissimilarity index ( $\beta_{\text{SOR}}$ , total  $\beta$ -diversity) to  
228 access nestedness ( $\beta_{\text{SNE}}$ ), calculated by difference between  $\beta_{\text{SOR}}$  and  $\beta_{\text{SIM}}$

229 (turnover). Nestedness value equals 0 represents unique composition between  
230 two sites, and value equals 1 represents one site hosting a subset of species from  
231 another site (Baselga, 2010, 2012). We accessed the changes in composition of  
232 each modified habitat to each native vegetation type. Then, we used the  
233 percentage of nestedness values in our comparisons, after calculating the  
234 proportion. For all  $\beta$ -diversity measures ( $\beta_{\text{SOR}}$ ,  $\beta_{\text{SIM}}$  and  $\beta_{\text{SNE}}$ ), we used species  
235 occurrence data and package *betapart* (Baselga & Orme, 2012). Since  $\beta_{\text{SNE}} =$   
236  $\beta_{\text{SOR}} - \beta_{\text{SIM}}$ , high values of  $\beta_{\text{SNE}}$  means greater contribution of nestedness and low  
237 values of  $\beta_{\text{SOR}}$  means greater contribution of turnover ( $\beta_{\text{SIM}}$ ) (Solar *et al.*, 2016).

238 We also verified whether nestedness contributions comparisons differ  
239 between *Eucalyptus* plantations and pastures through GLMM (generalized linear  
240 mixed models) with package *lme4* (Bates *et al.*, 2015). The response variable  
241 was %  $\beta_{\text{SNE}}$  values, representing how much of original diversity is harbored by  
242 each modified habitat. The explanatory variables were *Eucalyptus* plantations  
243 and pastures areas in all three vegetation types (open grassland, typical savanna  
244 and woodland savanna areas), as fixed effect variables, and native areas were  
245 random effect variables.

246 To examine how structural similarity contributed to nestedness in our  
247 data, we first used a Spearman multiple correlation matrix (Rho) with all  
248 environmental variables data (vegetation complexity and soil compaction  
249 estimation) to calculate the structural similarity among modified and native  
250 areas. Then, we used a GLMM analysis to compare the structural similarity,  
251 dependent variable, and the explanatory variables were *Eucalyptus* plantations

252 and pastures areas in all three vegetation types (open grassland, typical savanna  
253 and woodland savanna areas), as fixed effect variables, and native areas were  
254 random effect variables.

255         We performed GLMMs using percentage contribution of  $\beta_{\text{SNE}}$  to the total  
256  $\beta$ -diversity in the areas as response variables and structural similarity as  
257 explanatory variables to verify the effect of habitat structural similarity on  
258 species similarity. Since we were not able to fit our data in a binomial  
259 distribution, we transformed the response variables (arcsin) to meet all the  
260 assumptions of the Gaussian distribution. The explanatory variables were the  
261 values of similarity of *Eucalyptus* plantations and pastures to native habitats, and  
262 native areas were random effect variables.

263         We selected the top three ant species with higher frequency of occurrence  
264 (percentage of capture) in each native vegetation type as the most representative  
265 ant species. We calculated the frequency of occurrence with the quotient of total  
266 number of captures/total number of traps. We used GLMs (Crawley, 2013) to  
267 verify the effect of habitat conversion on the most representative ant species and  
268 if the modified habitat more similar to reference habitat can harbor these  
269 populations. We built models with ant frequency of occurrence as response  
270 variables and sites (native vegetation type, *Eucalyptus* plantations, and pastures)  
271 as explanatory variables. We used Binomial distribution and corrected when  
272 necessary. We used contrast analyses to evaluate the difference between  
273 treatments. All GLMs and contrast analyses have  $p < 0.05$  as value of  
274 significance.

275 All analyses were performed using R 3.2.2 software (R Development  
276 Core Team, 2015).

277

### 278 **3. Results**

279

#### 280 *3.1. Nestedness patterns among modified habitats*

281 All nestedness percentage contributions were lower than 30%. In open  
282 grasslands, *Eucalyptus* plantations showed higher percentage of nestedness, i.e.  
283 higher number of shared species with open grasslands, than pastures  
284 (*Eucalyptus*:  $17.15 \pm 2.86$ , Pastures:  $7.38 \pm 0.74$ ;  $p < 0.001$ ,  $\chi^2 = 16.22$ ). In areas  
285 characterized by typical savannas we found a higher percentage of nestedness  
286 for pastures when compared to *Eucalyptus* plantations (Pastures:  $23.40 \pm 2.58$ ,  
287 *Eucalyptus*:  $12.95 \pm 0.94$ ;  $p = 0.001$ ,  $\chi^2 = 10.60$ ). In woodland savannas,  
288 *Eucalyptus* plantations also showed higher percentage of nestedness than  
289 pastures (*Eucalyptus*:  $13.26 \pm 1.73$ , Pastures:  $5.27 \pm 0.72$ ;  $p < 0.001$ ,  $\chi^2 = 18.70$ ).

290

#### 291 *3.2. Structural similarity and its influence in nestedness*

292 Pastures had much higher structural similarity to open grasslands than did  
293 *Eucalyptus* plantations (Pastures:  $0.84 \pm 0.02$ , *Eucalyptus*:  $0.38 \pm 0.03$ ;  $p <$   
294  $0.001$ ,  $\chi^2 = 150.90$ ). Likewise, pastures had much higher structural similarity to  
295 typical savanna than did *Eucalyptus* plantations (*Eucalyptus*:  $0.16 \pm 0.05$ ,  
296 Pastures:  $0.89 \pm 0.01$ ;  $p < 0.001$ ,  $\chi^2 = 275.15$ ). In contrast, *Eucalyptus*

297 plantations were more similar to woodland savannas than were pastures  
298 (*Eucalyptus*:  $0.80 \pm 0.01$ , Pastures:  $0.19 \pm 0.04$ ;  $p < 0.001$ ,  $\chi^2 = 229.02$ ).

299 For open grassland data, nestedness in ant composition was negatively  
300 correlated with structural similarity in the vegetation ( $p < 0.001$ ,  $\chi^2 = 12.03$ ,  
301 Figure 1a). For typical savanna data, there was no correlation between  
302 proportion of nestedness and structural similarity ( $p = 0.063$ ,  $\chi^2 = 3.46$ , Figure  
303 1b). Finally, for woodland savanna data, nestedness of ant communities was  
304 higher in more structurally similar areas ( $p < 0.001$ ,  $\chi^2 = 43.13$ , Figure 1c).

305

### 306 3.3. Most representative species responses

307 In general, conversion negatively affected ant frequency of occurrence of  
308 most representative species in converted habitats (Table 1). Across the three  
309 native vegetation types these six frequent species occur in all native habitats. We  
310 just did not find *Camponotus* sp. 3 in woodland savanna. Conversion of open  
311 grassland to both pasture and *Eucalyptus* affected the occurrence of all  
312 representative species. Conversion of typical savanna to pasture and *Eucalyptus*  
313 strongly affected occurrence of *Ectatomma lugens*, but not *Pheidole oxyops*;  
314 occurrence of *Pseudomyrmex termitarius* was only affected by transformation to  
315 *Eucalyptus*, not to pasture. Finally, conversion of woodland savanna negatively  
316 affected two ant species, but *Pheidole oxyops* occurred similarly in *Eucalyptus*  
317 and the native vegetation.

318

319

## 320 **4. Discussion**

321

322           We present one of the first evaluations of the capacity of *Eucalyptus*  
323 plantations and pastures to retain ant diversity from native habitats in Cerrado  
324 landscapes and find that these modified habitats perform poorly for conservation  
325 value. Our findings indicate that the value of modified systems for conservation  
326 depends on the habitat to which they were converted. Although both modified  
327 systems presented low conservation values, in our analysis, *Eucalyptus*  
328 plantations presented a less harmful impact and a slightly higher conservation  
329 value for open grasslands and woodland savannas areas while pastures presented  
330 higher conservation value for typical savannas. But structural similarity to native  
331 areas was positively correlated to nestedness (our measure of conservation  
332 value) just in woodland savanna. So, the conversion of Cerrado to pasture or  
333 *Eucalyptus* is not valuable for huge part of the most representative ants in all  
334 vegetation types.

335

### 336 *4.1. Nestedness patterns among modified habitats*

337           The contribution of nestedness to native ant diversity is less than 30% in  
338 all modified habitats and in all comparisons, therefore the contribution of  
339 turnover is higher than 70% in these modified habitats. The turnover is the  
340 component that most contributed to  $\beta$ -diversity in different vegetation domains,  
341 altitudinal gradients and land use systems (Bishop *et al.*, 2015; Solar *et al.*,  
342 2015; Nunes *et al.*, 2017; Silva *et al.*, 2017). However, we believe that if we

343 want to conserve native biodiversity, we need to conserve landscapes with high  
344 turnover between native areas and high nestedness in modified areas regarding  
345 native areas. We saw that changes in species composition in land use systems  
346 sometimes do not lead to the arrival of species common in native vegetation.  
347 This shows that native habitats sometimes do not act as sources for other areas  
348 as Tschardt et al. (2012) says.

349 Both land uses, *Eucalyptus* and pastures, differ in species composition  
350 from native habitats and both have very low conservation value for ant species,  
351 but, since pastures are more similar to open grasslands we should expect slightly  
352 higher contribution of nestedness in this habitat compared to *Eucalyptus*  
353 plantations, but we observed the opposite. This may be due to the age of the  
354 transformed habitats, or the intensity with which they are managed, aside from  
355 vegetation changes. The conversion of open grasslands in areas for agro-pastoral  
356 use, like crops, afforestation or the neglected conversion to pastures with exotic  
357 grasses are the greatest menaces to diversity in grassy biomes (Bond & Parr,  
358 2010). The greater changes caused by conversion in pastures can be due to the  
359 implementation of an exotic grass that homogenize the environment and affect  
360 the fauna (Kruess & Tschardt, 2002). Besides this, soil management cause  
361 other impacts on soil structure and fauna (e.g. increase of soil compaction and  
362 changes in community structure) (Martínez & Zinck, 2004; Yadamshuren *et al.*,  
363 2015). These land use systems studied are also older than *Eucalyptus* plantations  
364 in the region and the intensity of use can be the key factor affecting insect  
365 communities in pastures located in open grasslands areas (Kruess & Tschardt,

366 2002). But, our results show that responses of grassy ecosystems are not simple  
367 to predict, as deforestation in closed habitats.

368         In areas characterized by typical savanna the contribution of nestedness in  
369 pastures was higher than in *Eucalyptus* plantations. In this vegetation type  
370 pastures have more conservation value than crops in similar conditions (Frizzo  
371 & Vasconcelos, 2013) because presence of some elements, like grassy  
372 understory and native plants, may help in ant species conservation. Additionally,  
373 pastures can be a habitat for dispersion of generalist ants from open habitats  
374 (Madureira *et al.*, 2012) acting like a pervasive matrix. The conversion of typical  
375 savanna in *Eucalyptus* plantations turn the habitats in a homogeneous  
376 environment (Costa-Milanez *et al.*, 2014), but, different from pastures,  
377 *Eucalyptus* plantations decreases solar radiation and changes temperature and  
378 humidity turning the environment less welcome to open habitat ants.

379         On the other hand, the same pattern that shows higher nestedness in  
380 *Eucalyptus* plantations than pastures were find in areas characterized by  
381 woodland savanna, confirming our expectations. *Eucalyptus* plantations, usually,  
382 provide a good habitat for some forest species (Cunningham *et al.*, 2005), but, in  
383 general, planted forests have low conservation value for species richness and  
384 composition (Barlow *et al.*, 2007), and the dynamics of *Eucalyptus* plantations  
385 growth changes this habitat very rapid (Gries *et al.*, 2011). Although *Eucalyptus*  
386 plantations showed a little higher conservation value than pastures in areas  
387 characterized by woodland savannas this value is still low because a  
388 monoculture of trees with poor understory limits the habitats for native species



389 (Pacheco *et al.*, 2009; Smith *et al.*, 2013). Loss of habitat complexity is the main  
390 cause for lower ant diversity (Smith *et al.*, 2013), so, pastures are even less  
391 capable to harbor ants from woodland savannas.

392

#### 393 4.2. Structural similarity and its influence in nestedness

394 In areas characterized by open grasslands, the proportion of nestedness in  
395 modified areas was negatively correlated with structural similarity to native  
396 habitats (i.e., more structurally similar habitats present smaller proportion of  
397 species from native habitats). Transformations from open grasslands to pastures  
398 can result in new communities with totally different characteristics even in  
399 structurally similar habitats (Almeida *et al.*, 2011). This negative correlation  
400 between contribution of nestedness and structural similarity shows that  
401 converting open grasslands to pastures (Queiroz *et al.*, 2017; Rabello *et al.*,  
402 2017) can be less damaging to community structure and ecosystem functioning  
403 conversion in more complex areas, like young *Eucalyptus* plantations,  
404 monoculture that still conserve a little number of ants from native habitats. In  
405 this way, in a landscape context, the diversity of native and modified habitats is  
406 important for ant conservation. Less than 5% of natural grasslands have good  
407 conservation value and less than 1% is protected in South America pampas  
408 (Bilenca & Miñaro, 2004). We suppose that Cerrado open grasslands are also in  
409 under protected conditions. So, we need to evaluate the effects of grass-to-grass  
410 conversion and afforestation with other ecological indicator groups or

411 considering other metrics (e.g. ecological functions) before delineating the best  
412 conservation strategies in native open grasslands.

413         In typical savanna modified areas we found no correlation between  
414 proportion of nestedness and structural similarity. In grassy-dominated  
415 savannas, grasses are important for structuring the system and are part of the fire  
416 regime that can limit tree growth and affect diversity (Veldman *et al.*, 2015).  
417 Afforestation leads to fire exclusion and soil impoverishment causing local and  
418 regional effects to biodiversity (Fernandes *et al.*, 2016) and, specifically pasture  
419 conversion leads to changes in soil structure also caused by a biogenic origin  
420 (Fregonezi *et al.*, 2001, Benito *et al.*, 2004). In this vegetation type pastures  
421 studied have higher conservation value than crops, and, possibly even more if  
422 they preserve some trees (Frizzo & Vasconcelos, 2013). It is possible, in our  
423 studied region, that both pastures and *Eucalyptus* plantations are similar in  
424 structure to savanna systems and harbor ant species in a similar way but with  
425 different species composition.

426         A positive correlation between proportion of nestedness and structural  
427 similarity, as we observed in woodland savannas, demonstrates that forest-like  
428 systems are more similar to reference habitats than open areas in terms of  
429 diversity and similarity of species (Solar *et al.*, 2015, 2016). Some studies  
430 already show that more complex agrosystems can protect biodiversity and their  
431 ecosystem services (Perfecto *et al.* 2014; De la Mora *et al.*, 2015). We reinforce  
432 that the conservation value is low in both systems, probably because even  
433 similar forest systems do not act like refuges for other animals (Bihn *et al.*,

434 2008), but we suggest that in woodland savannas areas the conversion in  
435 agrosystems should emulate forests in structure, aiming to a higher conservation  
436 value for ants.

437

#### 438 4.3. *Most representative species responses*

439 The most representative ant species respond to impacts similarly to the  
440 general pattern of diversity described in Queiroz et al. (2017) with *Eucalyptus*  
441 plantations and pastures causing significant impacts in ant fauna. *Camponotus*  
442 sp. 3 had higher frequency of occurrence in native vegetation like other species  
443 of this genus that are not present when exotic cover increases, mainly in more  
444 arid areas (Oliver *et al.*, 2016). *Pseudomyrmex termitarius*, that presents  
445 termitophilous populations in Cerrado (Gallego-Ropero & Feitosa, 2014), are  
446 also common in pastures (Solar *et al.* 2016). Termites are much less common in  
447 simplified habitats (Gillison *et al.*, 2003), and drops in *P. termitarius*  
448 occurrences may be specifically because farmers use pesticides that to control  
449 termites in *Eucalyptus* plantations (Constantino, 2002). *Pheidole radoszkowskii*,  
450 a habitat and microhabitat generalist, is present in moister habitats (Kaspari &  
451 Weiser, 2000; Camacho & Vasconcelos, 2015). In our results *Pheidole*  
452 *radoszkowskii* is not present in *Eucalyptus* plantations and, generally absent or  
453 less common in pastures in Cerrado areas because these areas must favor ant  
454 desiccation. In Cerrado, *Ectatomma lugens* are associated with areas  
455 characterized by typical savanna but this species also appears in lower frequency  
456 in urban parks (Pacheco & Vasconcelos, 2007) showing that human modified

457 habitats can support a small number of populations of this species. Our results  
458 confirm that the omnivore ant *Pheidole oxyops* is frequent in crops and non-crop  
459 habitats (Pacheco *et al.* 2013, 2017), but are not very common in pastures at  
460 areas characterized by woodland savannas because this land use is very  
461 structurally simple (pers. obs.) and cannot provide requirements for foraging to  
462 these ants (e.g. seeds and plants) (Fowler, 1979). *Ectatomma edentatum* is one  
463 of the most common species in Brazilian savanna (Pacheco *et al.*, 2013),  
464 predated other invertebrates and interacting with insects and plants using  
465 carbohydrate based resources (Del-Claro & Oliveira, 2000; Lange *et al.*, 2013),  
466 and its absence in human modified habitats indicates that these ecosystems  
467 cannot support these ants.

468

## 469 **5. Conclusions and recommendations**

470

471 We conclude that the value of modified systems for ants conservation is  
472 low but also depends upon the native vegetation type from which they were  
473 converted. In this study, *Eucalyptus* plantations presented small but a slightly  
474 higher conservation value than pastures for open grasslands and woodland  
475 savannas areas while pastures presented a slightly higher conservation value for  
476 typical savannas. Structural similarity to native areas seems to be also important  
477 for conservation in typical savannas (Frizzo *et al.*, 2013) and is positively  
478 correlated to nestedness in woodland savanna. In this way, we reinforce the great  
479 importance to conserve fragments of native habitats and plan, manage, and

480 implement agrosystems that consider the complexity of native habitats to help  
481 the biological conservation or, at least, the most common populations in  
482 Cerrado.

483

#### 484 **Acknowledgements**

485 Our thanks to L. Zurlo, P. Borges, R. Carvalho, R. Cuissi, C. Lasmar,  
486 and M. Imata for helping us with fieldwork. We are thankful to T.S.R. Silva and  
487 G. Camacho for their help to confirm the ant identification, to F.A. Schmidt,  
488 J.H. Schoederer, F.B. Baccaro, P.S. Pompeu, L. Audino, and V. Rezende for  
489 their comments and suggestions. We also thank all farmers from Itutinga,  
490 Itumirim and Boa Esperança. During the study, A.C.M. Queiroz and A.M.  
491 Rabello received scholarships from Coordenação de Aperfeiçoamento de  
492 Pessoal de Nível Superior - Capes (PDSE processes #8794/2014-06 and  
493 #4934/2014-08, respectively), and C.R. Ribas received scholarship from  
494 Fundação de Amparo à Pesquisa de Minas Gerais – FAPEMIG (CRA PPM-  
495 00243/14).

496

#### 497 **References**

- 498 Abell, R., Morgan, S.K., & Morgan, A.J. (2015). Taking High Conservation  
499 Value from Forests to Freshwaters. *Environ. Manage.* **56**, 1-10.
- 500 Almeida, S. & Louzada, J. (2009). Estrutura da comunidade de Scarabaeinae  
501 (Scarabaeidae: Coleoptera) em fitofisionomias do Cerrado e sua  
502 importância para a conservação. *Neotrop. Entomol.* **38**, 32-43.

- 503 Almeida, S., Louzada, J., Sperber, C. & Barlow, J. (2011). Subtle Land-Use  
504 Change and Tropical Biodiversity: Dung Beetle Communities in Cerrado  
505 Grasslands and Exotic Pastures. *Biotropica* **43**, 704-710.
- 506 Andersen, A.N., Hoffmann, B.D., Müller, W.J. & Griffiths, A.D. (2002). Using  
507 ants as bioindicators in land management: simplifying assessment of ant  
508 community responses. *J. Appl. Ecol.* **39**, 8-17.
- 509 Audino, L.D., Louzada, J. & Comita, L. (2014). Dung beetles as indicators of  
510 tropical forest restoration success: Is it possible to recover species and  
511 functional diversity?. *Biol. Conserv.* **169**, 248-257.
- 512 Baccaro, F.B., Feitosa, R.M., Fernández, F., Fernandes, I.O., Izzo, T.J., Souza,  
513 J.L.P. & Solar, R. (2015). *Guia para os gêneros de formigas do Brasil*.  
514 Manaus: Editora INPA.
- 515 Barlow, J., Gardner, T.A., Araujo, I.S., Ávila-Pires, T.C., Bonaldo, A.B., Costa,  
516 J.E., et al. (2007). Quantifying the biodiversity value of tropical primary,  
517 secondary, and plantation forests. *PNAS* **104**, 18555-18560.
- 518 Barlow, J., Lennox, G.D., Ferreira, J., Berenguer, E., Lees, A.C., MacNally, R.,  
519 et al. (2016). Anthropogenic disturbance in tropical forests can double  
520 biodiversity loss from deforestation. *Nature* **535**, 144-147.
- 521 Baselga, A. (2010). Partitioning the turnover and nestedness components of beta  
522 diversity. *Global Ecol. Biogeogr.* **19**, 134-143.
- 523 Baselga, A. (2012). The relationship between species replacement, dissimilarity  
524 derived from nestedness, and nestedness. *Global Ecol. Biogeogr.* **21**,  
525 1223-1232.

- 526 Baselga, A., & Orme, C.D.L. (2012). betapart: an R package for the study of  
527 beta diversity. *Methods Ecol. Evol.* **3**, 808-812.
- 528 Benito, N.P., Brossard, M., Pasini, A., Guimarães, M.F. & Bobillier, B. (2004).  
529 Transformations of soil macroinvertebrate populations after native  
530 vegetation conversion to pasture cultivation (Brazilian Cerrado). *Eur. J.*  
531 *Soil Biol.* **40**, 147-154.
- 532 Bestelmeyer, B.T., Agosti, D., Alonso, L.E., Brandão, C.R.F., Brown, W.L.,  
533 Delabie, J.H.C. & Silvestre, R. (2000). Field techniques for the study of  
534 ground-dwelling ants. In: *Ants. Standard methods for measuring and*  
535 *monitoring biodiversity: 122-144.* Agosti, D., Majer, J.D., Alonso, L.E. &  
536 Schultz, T.R. (Eds). Washington: Smithsonian Institution Press.
- 537 Bihn, J.H., Verhaagh, M., Brändle, M. & Brandl, R. (2008). Do secondary  
538 forests act as refuges for old growth forest animals? Recovery of ant  
539 diversity in the Atlantic forest of Brazil. *Biol. Conserv.* **141**, 733-743.
- 540 Bilenca, D. & Miñarro, F. (2004). Identificación de áreas valiosas de pastizal  
541 (AVPs) en las pampas y campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil.  
542 *BIL*, 504.73(8).
- 543 Bishop, T.R., Robertson, M.P., Rensburg, B.J. & Parr, C.L. (2015). Contrasting  
544 species and functional beta diversity in montane ant assemblages. *J.*  
545 *Biogeogr.* **42**, 1776-1786.
- 546 Bond, W.J. & Parr, C.L. (2010). Beyond the forest edge: ecology, diversity and  
547 conservation of the grassy biomes. *Biol. Conserv.* **143**, 2395-2404.

- 548 Brandão, C.R.F., Silva, R.R. & Feitosa, R.M. (2011). Cerrado ground-dwelling  
549 ants (Hymenoptera: Formicidae) as indicators of edge effects. *Zoologia*  
550 **28**, 379-387.
- 551 Camacho, G.P. & Vasconcelos, H.L. (2015). Ants of the Panga Ecological  
552 Station, a Cerrado reserve in central Brazil. *Sociobiology* **62**, 281-295.
- 553 Constantino, R. (2002). The pest termites of South America: taxonomy,  
554 distribution and status. *J. Appl. Entomol.* **126**, 355-365.
- 555 Costa-Milanez, C.B., Lourenço-Silva, G., Castro, P.T.A., Majer, J.D. & Ribeiro,  
556 S.P. (2014). Are ant assemblages of Brazilian veredas characterised by  
557 location or habitat type? *Braz. J. Biol.* **74**, 89-99.
- 558 Costa-Milanez, C.B., Majer, J.D., Castro, P.D.T.A. & Ribeiro, S.P. (2017).  
559 Influence of soil granulometry on average body size in soil ant  
560 assemblages: implications for bioindication. *PECON*.
- 561 Crawley, M.J. (2013). *The R book Second edition*.
- 562 Cunningham, S.A., Floyd, R.B. & Weir, T.A. (2005). Do Eucalyptus plantations  
563 host an insect community similar to remnant Eucalyptus forest?. *Austral*  
564 *Ecol.* **30**, 103-117.
- 565 De la Mora, A., García-Ballinas, J.A., & Philpott, S.M. (2015). Local,  
566 landscape, and diversity drivers of predation services provided by ants in  
567 a coffee landscape in Chiapas, Mexico. *Agr. Ecosyst. Environ.* **201**, 83-91.
- 568 DeAndrade, M.L. & Baroni-Urbani, C. (1999). Diversity and adaptation in the  
569 ant genus *Cephalotes*, past and present. *Stuttg Beitr Naturkd Serie B*  
570 **271**,1-889



- 571 Del-Claro, K. & Oliveira, P. S. (2000). Conditional outcomes in a neotropical  
572 treehopper-ant association: temporal and species-specific variation in ant  
573 protection and homopteran fecundity. *Oecologia*, **124**, 156-165.
- 574 Espírito-Santo, M.M., Leite, M.E., Silva, J.O., Barbosa, R.S., Rocha, A.M.,  
575 Anaya, F.C. & Dupin, M.G. (2016). Understanding patterns of land-cover  
576 change in the Brazilian Cerrado from 2000 to 2015. *Phil. Trans. R. Soc. B*,  
577 **371**, 20150435.
- 578 Fernandes, G.W., Coelho, M.S., Machado, R.B., Ferreira, M.E., de Souza  
579 Aguiar, L.M., Dirzo, R., et al. (2016). Afforestation of savannas: an  
580 impending ecological disaster. *Braz. J. Nature Conserv.* **14**, 146-151.
- 581 Fowler, H. G. (1979). Notes on the ecology of *Pheidole oxyops* Forel in  
582 Paraguay (Hymenoptera: Formicidae). *Deut. Entomol. Z.*, **26**, 305-308.
- 583 Frazer, G.W., Canham, C.D. & Lertzman, K.P. (1999). Gap light analyzer  
584 (GLA): Imaging software to extract canopy structure and gap light  
585 transmission indices from truecolour fisheye photographs, user manual  
586 and program documentation. Simon Fraser University, Burnaby, British  
587 Columbia and The Institute of Ecosystem Studies, Millbrook. New York
- 588 Fregonezi, G.D.F., Brossard, M., Guimarães, M.F. & Medina, C.C. (2001).  
589 Modificações morfológicas e físicas de um Latossolo argiloso sob  
590 pastagens. *Rev. Bras. Ciênc. Solo*, **25**.
- 591 Frizzo, T.L. & Vasconcelos, H.L. (2013). The potential role of scattered trees for  
592 ant conservation in an agriculturally dominated neotropical landscape.  
593 *Biotropica* **45**, 644-651.

- 594 Gallego-Ropero, M.C. & Feitosa, R.M. (2014). Evidences of batesian mimicry  
595 and parabiosis in ants of the Brazilian Savanna. *Sociobiology* **61**, 281.
- 596 Gardner, T.A., Barlow, J., Chazdon, R., Ewers, R.M., Harvey, C.A., Peres, C.A.  
597 & Sodhi, N.S. (2009). Prospects for tropical forest biodiversity in a  
598 human-modified world. *Ecol. Lett.* **12**, 561-582.
- 599 Gillison, A.N., Jones, D.T., Susilo, F.X. & Bignell, D.E. (2003). Vegetation  
600 indicates diversity of soil macroinvertebrates: a case study with termites  
601 along a land-use intensification gradient in lowland Sumatra. *Org. Divers.*  
602 *Evol.* **3**, 111-126.
- 603 Grecchi, R.C., Gwyn, Q.H.J., Bénié, G.B., Formaggio, A.R. & Fahl, F.C.  
604 (2014). Land use and land cover changes in the Brazilian Cerrado: A  
605 multidisciplinary approach to assess the impacts of agricultural expansion.  
606 *Appl. Geogr.* **55**, 300-312.
- 607 Gries, R., Louzada, J., Almeida, S., Macedo, R. & Barlow, J. (2012). Evaluating  
608 the impacts and conservation value of exotic and native tree afforestation  
609 in Cerrado grasslands using dung beetles. *Insect Conserv. Divers.* **5**, 175-  
610 185.
- 611 Jepson, W. (2005). A disappearing biome? Reconsidering land-cover change in  
612 the Brazilian savanna. *Geogr. J.* **171**, 99-111.
- 613 Kaspari, M., & Weiser, M.D. (2000). Ant activity along moisture gradients in a  
614 neotropical forest. *Biotropica* **32**, 703-711.
- 615 Klink, C.A., & Machado, R.B. (2005). Conservation of the Brazilian cerrado.  
616 *Conserv. Biol.* **19**, 707-713.

- 617 Lange, D., Dattilo, W. & Del-Claro, K. (2013). Influence of extrafloral nectary  
618 phenology on ant–plant mutualistic networks in a neotropical savanna.  
619 *Ecol. Entomol.* **38**, 463-469.
- 620 Lattke, J.E., Fernández, F. & Palacio, E.E. (2007). Identification of the species  
621 of *Gnamptogenys* Roger in the Americas. *Mem. Am. Entomol. Inst.* **80**,  
622 254–270.
- 623 Lososová, Z., Chytrý, M., Danihelka, J., Tichý, L. & Ricotta, C. (2016). Biotic  
624 homogenization of urban floras by alien species: the role of species  
625 turnover and richness differences. *J. Veg. Sci.* **27**, 452-459.
- 626 Machado, R.B., Ramos-Neto, M.B., Pereira, P.G.P., Caldas, E.F., Gonçalves,  
627 D.A., Santos, N.S., et al. (2004). *Estimativas de perda da área do*  
628 *Cerrado brasileiro*. Conservation International do Brasil, Brasília.
- 629 Madureira, M. S., Sobrinho, T.G., Schoederer, J.H. (2012). Why do Ant Species  
630 Occur in the Matrix and Not in the Forests? Invasion from Other Habitats  
631 or Expansion from Forest Gaps (Hymenoptera: Formicidae). *Sociobiology*  
632 **59**, 1137-1149.
- 633 Magurran, A.E. (2013). *Measuring biological diversity*. John Wiley & Sons.
- 634 Martinez, L.J. & Zinck, J.A. (2004). Temporal variation of soil compaction and  
635 deterioration of soil quality in pasture areas of Colombian Amazonia. *Soil*  
636 *Tillage Res.* **75**, 3-18.
- 637 Mayhé-Nunes, A.J. & Brandão, C.R.F. (2002). Revisionary studies on the attine  
638 ant genus *Trachymyrmex* Forel. Part 1: definition of the genus and the  
639 opulentus group (Hymenoptera: Formicidae). *Sociobiology* **40**, 667–698

- 640 Mayhé-Nunes, A.J. & Brandão, C.R.F. (2005). Revisionary studies on the attine  
641 ant genus *Trachymyrmex* Forel. Part 2: the Iheringi group (Hymenoptera:  
642 Formicidae). *Sociobiology* **45**, 271–305
- 643 McGill, B. (2015). Biodiversity: land use matters. *Nature* **520**, 38–39.
- 644 Mentone, T.D.O., Diniz, E.A., Munhae, C.D.B., Bueno, O.C. & Morini,  
645 M.S.D.C. (2011). Composição da fauna de formigas (Hymenoptera:  
646 Formicidae) de serapilheira em florestas semidecídua e de *Eucalyptus*  
647 spp., na região sudeste do Brasil. *Biota Neotrop.* **11**, 237-246.
- 648 Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Da Fonseca, G.A. & Kent, J.  
649 (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* **403**, 853.
- 650 Newbold, T, Hudson, L.N., Hill, S.L.L. et al. (2015). Global effects of land use  
651 on local terrestrial biodiversity. *Nature* **520**, 45-50.
- 652 Newbold, T., Hudson, L. N., Hill, S. L., Contu, S., Gray, C. L., Scharlemann,  
653 J.P., et al. (2016). Global patterns of terrestrial assemblage turnover  
654 within and among land uses. *Ecography*, **39**, 1151-1163.
- 655 Nunes, C.A., Quintino, A.V., Constantino, R., Negreiros, D., Reis-Júnior, R., &  
656 Fernandes, G.W. (2017). Patterns of taxonomic and functional diversity of  
657 termites along a tropical elevational gradient. *Biotropica* **49**, 186-194.
- 658 Oliveira, P.S. & Marquis, R.J. (2002) *The Cerrados of Brazil: Ecology and*  
659 *natural history of a neotropical savanna*. New York: Columbia University  
660 Press.

- 661 Oliveira, P.S., Galetti, M., Pedroni, F. & Morellato, L.P.C. (1995). Seed  
662 cleaning by *Mycocepurus goeldii* ants (Attini) facilitates germination in  
663 *Hymenaea courbaril* (Caesalpinaceae). *Biotropica* **27**, 518-522.
- 664 Oliver, I., Dorrough, J., Doherty, H. & Andrew, N.R. (2016). Additive and  
665 synergistic effects of land cover, land use and climate on insect  
666 biodiversity. *Landscape Ecol.* **31**, 2415-2431.
- 667 Pacheco, R., Silva, R.R., Morini, M.S. & Brandão, C.R.F. (2009). A comparison  
668 of the leaf-litter ant fauna in a secondary atlantic forest with an adjacent  
669 pine plantation in southeastern Brazil. *Neotrop. Entomol.* **38**, 55-65.
- 670 Pacheco, R., Vasconcelos, H.L., Groc, S., Camacho, G.P., Frizzo, T.L.M.  
671 (2013). The importance of remnants of natural vegetation for maintaining  
672 ant diversity in Brazilian agricultural landscapes. *Biodivers. Conserv.* **22**,  
673 983-999.
- 674 Pacheco, R., Camacho, G.P., Frizzo, T.L. & Vasconcelos, H.L. (2017). Effects  
675 of land-use changes on ecosystem services: decrease in ant predation in  
676 human-dominated landscapes in central Brazil. *Entomol. Exp. Appl.* **162**,  
677 302-308.
- 678 Parr, C.L., Lehmann, C.E., Bond, W.J., Hoffmann, W.A. & Andersen, A.N.  
679 (2014). Tropical grassy biomes: misunderstood, neglected, and under  
680 threat. *Trends Ecol. Evol.* **29**, 205-213.
- 681 Perfecto, I., Vandermeer, J. & Philpott, S.M. (2014). Complex ecological  
682 interactions in the coffee agroecosystem. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* **45**,  
683 137-158.

- 684 Philpott, S.M., Perfecto, I., Armbrecht, I., & Parr, C. L. (2010). Ant diversity  
685 and function in disturbed and changing habitats. *Ant Ecology*. Oxford  
686 University Press, New York, 137-157.
- 687 Pie, M.R. (2004). Foraging ecology and behaviour of the ponerine ant  
688 *Ectatomma opaciventre* Roger in a Brazilian savannah. *J. Nat. Hist.* **38**,  
689 717-729.
- 690 Queiroz, A.C.M., Ribas, C R. & França, F.M. (2013). Microhabitat  
691 characteristics that regulate ant richness patterns: the importance of leaf  
692 litter for epigaeic ants. *Sociobiology* 60, 367-373.
- 693 Queiroz, A.C.M., Rabello, A.M., Braga, D.L., Santiago, G.S., Zurlo, L.F.,  
694 Philpott, S.M. & Ribas, C.R. (2017). Cerrado vegetation types determine  
695 how land use impacts ant biodiversity. *Biodiver. Conserv.* 1-18.
- 696 R Development Core Team. (2015). *R: a language and environment for*  
697 *statistica computing*. Vienna: R Foundation for Statistical Computing.
- 698 Rabello, A.M., Parr, C.L., Queiroz, A.C.M., Braga, D.L., Santiago, G.S. &  
699 Ribas, C.R. (2017). Similarity in habitat attributes between native and  
700 transformed systems reduces the impact of land use change on seed  
701 removal. *Biotropica*.
- 702 Rada, N. (2013). Assessing Brazil's Cerrado agricultural miracle. *Food Policy*  
703 **38**, 146-155.
- 704 Ribas, C.R., Campos, R.B., Schmidt, F.A. & Solar, R.R. (2012a). Ants as  
705 indicators in Brazil: a review with suggestions to improve the use of ants

- 706 in environmental monitoring programs. *Psyche: A Journal of Entomology*,  
707 2012.
- 708 Silva, J.F., Farinas, M.R., Felfili, J.M. & Klink, C.A. (2006). Spatial  
709 heterogeneity, land use and conservation in the cerrado region of Brazil. *J.*  
710 *Biogeogr.* **33**, 536-548.
- 711 Silva, L.F., Souza, R. M., Solar, R. R., & de Siqueira Neves, F. (2017). Ant  
712 diversity in Brazilian tropical dry forests across multiple vegetation  
713 domains. *Environ. Res. Lett.* **12**, 035002.
- 714 Silva, R.R., Feitosa, R.S.M. & Eberhardt, F. (2007). Reduced ant diversity along  
715 a habitat regeneration gradient in the southern Brazilian Atlantic *Forest*.  
716 *Forest Ecol. Manag.* **240**, 61-69.
- 717 Solar, R.R.C., Barlow, J., Ferreira, J., Berenguer, E., Lees, A.C., Thomson, J.R.,  
718 et al. (2015). How pervasive is biotic homogenization in human-modified  
719 tropical forest landscapes? *Ecol. Lett.* **18**, 1108-1118.
- 720 Solar, R.R.C., Barlow, J., Andersen, A.N., Schoereder, J.H., Berenguer, E.,  
721 Ferreira, J.N. & Gardner, T.A. (2016). Biodiversity consequences of land-  
722 use change and forest disturbance in the Amazon: a multi-scale  
723 assessment using ant communities. *Biol. Conserv.* **197**, 98-107.
- 724 Tabarelli, M., Aguiar, A.V., Ribeiro, M.C., Metzger, J.P. & Peres, C.A. (2010).  
725 Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: lessons  
726 from aging human-modified landscapes. *Biol. Conserv.* **143**, 2328-2340.

- 727 Veldman, J.W., Buisson, E., Durigan, G., Fernandes, G.W., Le Stradic, S.,  
728 Mahy, G., et al. (2015). Toward an old-growth concept for grasslands,  
729 savannas, and woodlands. *Front. Ecol. Environ.* **13**, 154-162.
- 730 Vilà, M., Espinar, J.L., Hejda, M., Hulme, P.E., Jarošík, V., Maron, J.L., Pergl,  
731 J., Schaffner, U., Sun, Y. & Pyšek, P. (2011). Ecological impacts of  
732 invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species,  
733 communities and ecosystems. *Ecol. Lett.* **14**, 702-708.
- 734 Whittaker, R.H. (1960). Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and  
735 California. *Ecol. Monogr.* **30**, 279-338.
- 736 Wilson, E.O. (2003). *Pheidole in the new world. A dominant, hyperdiverse ant*  
737 *genus*. Cambridge: Harvard University Press.
- 738 Yadamsuren, O., Hayford, B., Gelhaus, J., Ariuntsetseg, L., Goulden, C.,  
739 Podenas, S. & Podeniene, V. (2015). Declines in diversity of crane flies  
740 (Diptera: Tipuloidea) indicate impact from grazing by livestock in the  
741 Hövsgöl region of Mongolia. *J. Insect. Conserv.* **19**, 465–477  
742  
743  
744  
745



746 **Table 1.** Mean of frequency of occurrence of the most representative ant species of three different Cerrado (Brazilian  
 747 Savanna) vegetation types (Open Grassland, Typical Savanna, and Woodland Savanna) and surrounding vegetations  
 748 (*Eucalyptus* plantations and pastures) comparisons in southern Minas Gerais, Brazil. Letters represent statistical

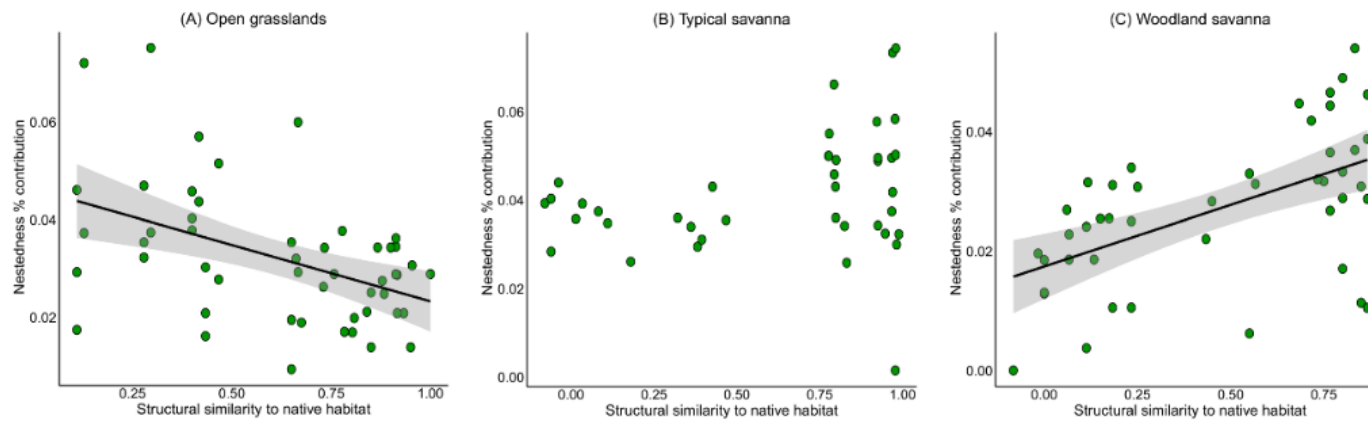
Vegetation Type	Ant Species	Error distribution	<i>P</i>	<i>Eucalyptus</i> Plantations	Pastures	Native Habitat
<b>Open Grassland</b>	<i>Camponotus</i> sp. 3	Quasi-Binomial	< 0.001	0.04 (a)	0.18 (b)	0.58 (c)
	<i>Pseudomyrmex termitarius</i>	Quasi-Binomial	< 0.001	0.08 (a)	0.13 (a)	0.56 (b)
	<i>Pheidole radoszkowskii</i>	Binomial	< 0.001	0.00 (a)	0.00 (a)	0.38 (b)
<b>Typical Savanna</b>	<i>Ectatomma lugens</i>	Quasi-Binomial	< 0.001	0.20 (a)	0.36 (a)	0.78 (b)
	<i>Pheidole oxyops</i>	Quasi-Binomial	0.055	0.53	0.39	0.64
	<i>Pseudomyrmex termitarius</i>	Binomial	< 0.001	0.00 (a)	0.31 (b)	0.50 (b)
<b>Woodland Savanna</b>	<i>Pheidole oxyops</i>	Quasi-Binomial	< 0.001	0.77 (a)	0.41 (b)	0.84 (a)
	<i>Pheidole radoszkowskii</i>	Binomial	< 0.001	0.00 (a)	0.12 (b)	0.48 (c)
	<i>Ectatomma edentatum</i>	Binomial	< 0.001	0.00 (a)	0.00 (a)	0.40 (b)

749 differences in comparisons  $p < 0.05$ .

750

751

752 **Figure 1.** Correlation between nestedness contribution (arcsin %) and structural similarity (based on vegetation  
753 complexity and soil compaction) of surrounding vegetations (*Eucalyptus* plantations and pastures) to native habitats. (A)  
754 Open grassland, (B) Typical savanna, and (C) Woodland savanna.



755

**CARTILHA: CONSERVANDO AS FORMIGAS NO SOLO: UM GUIA  
PARA PRODUTORES RURAIS NO CERRADO**

1 **CONSERVANDO AS FORMIGAS NO SOLO: UM GUIA PARA**  
2 **PRODUTORES RURAIS NO CERRADO**

3

4 (Cartilha)

5

6 Antônio César Medeiros de Queiroz & Carla Rodrigues Ribas (Organizadores)

7 Antônio César Medeiros de Queiroz, Carla Rodrigues Ribas, Ananza Mara

8 Rabello, Grazielle Silva Santiago, Marina Acero Angotti, Ernesto Oliveira

9 Cañedo-Júnior, Mayara Mieke Gonçalves Imata, Chaim José Lasmar (Autores)

10

11 Obs. As imagens utilizadas na cartilha são de caráter meramente ilustrativo e

12 provisório.

13 Formato livre

14 **Apresentação**

15 Olá, produtor rural!

16 A cada dia é necessário que nos preocupemos mais com o nosso meio  
17 ambiente. O Cerrado é um bioma que possui uma natureza muito diversa, além  
18 de uma grande riqueza cultural, entretanto, muitas vezes, é deixado de lado  
19 quando o assunto é conservação.

20 Sabemos que é impossível plantar ou criar algum animal se o solo  
21 estiver muito ruim e se os rios não tiverem água suficiente para manter essa  
22 produção, mas isso depende diretamente da proteção ao nosso ambiente.

23 E se dissermos que as formigas, muitas vezes consideradas vilãs, na  
24 verdade ajudam tanto a melhorar o solo, quanto a manter a saúde do ambiente e  
25 assim contribuem para o equilíbrio do planeta, vocês acreditam?

26 Objetivou-se, nesta cartilha atualizar seus conhecimentos sobre as  
27 formigas, apresentar e exemplificar a sua importância e contextualizá-las no  
28 bioma Cerrado, onde está concentrada boa parte das propriedades rurais  
29 brasileiras, para que assim elas sejam vistas como aliadas e não como vilãs.

30

31 Os organizadores

32 **GLOSSÁRIO**

33

34 **Casta:** Categoria a qual uma formiga pertence na colônia. Ex. Rainha, soldado,  
35 operária, etc.

36 **Colônia:** Unidade de organização das formigas. Conjunto composto por  
37 formigas de diferentes castas, geralmente organizadas em torno de uma rainha.

38 **Dormência das sementes:** Estado em que as sementes ficam “dormindo” até se  
39 tornarem capazes de germinarem devido a condições ou estímulos.

40 **Ninho:** Locais onde se instalam as colônias.

41 **Olheiros dos ninhos:** Locais de saída ou de ventilação para formigas nos  
42 ninhos.

43 **Operária:** Componente da colônia que tem como funções limpeza, busca de  
44 alimento e proteção do ninho.

45 **Pupa:** Indivíduo jovem de formiga antes do desenvolvimento completo, mas  
46 posterior a fase de larva. Semelhante a lagarta no casulo.

47

48

49 ***1 - Formigas: Informações gerais sobre a biologia***

50

51 **O que é uma formiga?**

52 As formigas são insetos que apresentam três pares de pernas, vários  
53 tamanhos, formas e diferentes cores. Além disso, elas formam o grupo mais  
54 numeroso dentre os insetos.

55 [Foto que represente a diversidade de formigas]

56

57 Em algumas espécies de formigas, os olhos são extremamente  
58 desenvolvidos, ocupando mais da metade da cabeça. Já em outras, nem estão  
59 presentes. Elas têm um par de antenas que serve como órgão de sentido, capaz  
60 de capturar os “cheiros” do ambiente, e isso as auxilia a reconhecerem umas às  
61 outras e na busca de alimentos, pois deixam pelo caminho uma trilha com  
62 “cheiros” para poderem localizar o ninho e a fonte alimentar.

63 Todas as formigas que observamos caminhando por aí são adultas,  
64 mesmo as pequeninas. As formigas nascem de ovos e quando são jovens são  
65 irreconhecíveis, são chamadas de larvas que lembram muito larvas de algumas  
66 moscas. Antes de se tornarem adultas elas sofrem diversas mudanças corporais,  
67 mas depois que se tornam adultas as formigas não crescem mais.

68 [Esquema com o ciclo de vida das formigas passando pelos estágios de ovo,  
69 larva e pupa que dará origem a operárias ou a outra casta reprodutiva (machos  
70 e/ou novas rainhas)]

71

**72 O que elas comem?**

73 Dependendo da espécie, as formigas podem se alimentar de um ou de  
74 vários tipos de alimento.

75 As formigas “lixadeiras” comem tudo o que encontram, seja de origem  
76 animal ou vegetal, vivo ou morto. Esse tipo de formiga é extremamente  
77 importante, pois “limpa o ambiente” dos restos deixados por outros organismos.

78



79

80 [Corpúsculos que servem de comida para formigas em embaúbas. Foto: Antônio  
81 Queiroz]

82

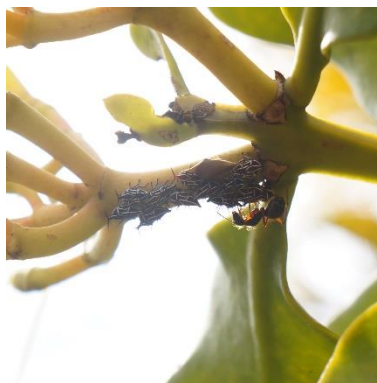
83 As formigas “carnívoras” caçam outros organismos para se alimentar,  
84 não só outros insetos como também pequenos sapos e lagartos.

85 Já, as formigas “jardineiras” se alimentam de líquidos açucarados que  
86 algumas plantas produzem, esse líquido é produzido especialmente para as  
87 formigas, já que quando elas cuidam de seu jardim elas protegem toda a planta  
88 de outros insetos.



89           Existem também formigas “pastoras” que cuidam de outros insetos de  
90 forma similar à que nós cuidamos do gado de leite e corte. Alguns insetos como  
91 pulgões e cigarrinhas são as “vacas” que fornecem um líquido açucarado para as  
92 formigas. As formigas, quando estão pastoreando suas vacas as protegem de  
93 seus predadores além de mantê-las limpas.

94



95

96 [Formigas cuidando de cigarrinhas. Foto: Antônio Queiroz]

97           Há formigas que se alimentam de sementes, entretanto algumas vezes  
98 elas consomem só parte dessa semente, assim quando abandonam o resto da  
99 semente elas acabam plantando novas árvores por onde passam.

100           Outro tipo de formiga bem conhecida são as formigas “agricultoras”,  
101 conhecidas como cortadeiras. Essas formigas vivem cortando e carregando  
102 pedaços de folhas e flores para seus ninhos. O interessante é que elas não se  
103 alimentam das plantas cortadas, elas as usam para cultivar sua “plantação” de  
104 fungos que depois de crescidos são cortados e consumidos por elas.

105

106 **Quantas tipos de formigas existem?**

107 É possível que existam mais de 20 mil tipos (espécies), algumas com  
108 muitos hábitos em comum, como, por exemplo, locais de abrigo e alimentos.  
109 Atualmente são descritas e conhecidas cerca de 13.000 espécies.

110

111 **Onde elas vivem?**

112 As formigas estão por todos os lados e distribuídas por todo o planeta,  
113 menos em regiões cobertas por gelo. Em ambientes naturais, como florestas, elas  
114 podem ser encontradas no solo, nas folhas das árvores caídas no chão, nos  
115 troncos e nas copas das árvores e em galhos ou gravetos ocos e em processo de  
116 decomposição.



117

118 [Figura da distribuição das formigas pelo globo terrestre. Figura: Ernesto O.

119 Cañedo-Júnior]

120

121           Formigas que vivem no solo elaboram câmaras como se fossem os  
122 cômodos das nossas casas. No caso delas, a casa é o formigueiro. Existem  
123 câmaras para os ovos, para a comida e para o lixo produzido por todo o  
124 formigueiro. Mas nem todas as espécies de formigas fazem câmaras distintas nos  
125 formigueiros, algumas, por exemplo, depositam o seu lixo fora do formigueiro.  
126 Essas câmaras são interligadas por túneis e algumas podem atingir até 1,5 m de  
127 altura. A saída do ninho, acima do solo, serve para evitar inundações dentro do  
128 formigueiro nos períodos de chuva, e nem todo formigueiro apresenta somente  
129 uma saída.

130           Formigas podem também viver nas árvores, aproveitando as partes ocas  
131 na madeira, cavando túneis ou fazendo ninhos com fibras (como tecidos) e  
132 folhas. Geralmente, são as mais sensíveis às transformações do ambiente natural  
133 em áreas de extração ou produção. Além disso, elas podem viver nas folhas que  
134 ficam no solo ou podem não ter um ninho fixo.

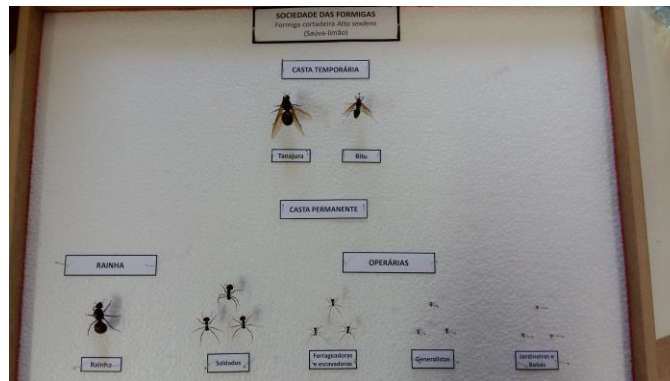
135           Existem as formigas que vivem nas cidades e estão presentes nas casas e  
136 edificações, além de jardins e terrenos desocupados, podendo ocupar frestas nas  
137 paredes, móveis e eletrodomésticos. Isso pode acabar causando transtornos e  
138 danos econômicos e, por esse motivo, são consideradas como pragas urbanas.  
139 Um exemplo conhecido é a espécie *Tapinoma melanocephalum* (a formiga-  
140 fantasma), que vive em edificações.

141

142 [Fotos de formigas em aparelhos domésticos]

143 **Como funciona uma colônia?**

144 Formigas são insetos sociais, pois dividem as funções e tarefas dentro da  
145 colônia. Essas colônias, geralmente, apresentam uma hierarquia com funções  
146 definidas dentro do formigueiro. A rainha é responsável pela reprodução do  
147 ninho, apresenta asas no período reprodutivo e depois que acasala e estabelece  
148 sua nova colônia essas asas são perdidas. As rainhas são as maiores em tamanho  
149 corporal e os machos estão presentes apenas no momento do acasalamento.



150

151 [Diferenças nos tamanhos corporais das castas das formigas entre rainhas,  
152 machos e operárias. Foto: Grazielle Santiago]

153

154 Na classe das operárias temos diversas funções, tais como: as  
155 construtoras de ninhos, as que procuram alimentos, as que cuidam dos ovos e  
156 larvas e as que alimentam a rainha.

157           Em algumas formigas consideradas cultivadoras de fungo como as  
158 “cortadeiras” dos gêneros *Atta* e *Acromyrmex* cabe as operárias ainda cuidar do  
159 jardim de fungos, e essas formigas são conhecidas como jardineiras.

160           Soldados, como são conhecidas as operárias maiores, são diferenciados  
161 das demais operárias por apresentarem uma cabeça maior, mandíbulas fortes e  
162 afiadas e são responsáveis por defender a colônia contra predadores.

163 **2 - O importante papel das formigas**

164

165 As modificações ambientais causadas pelo homem, em razão das  
166 atividades como desmatamento, queimadas, agricultura, mineração, urbanização,  
167 dentre outras, geram ambientes em desequilíbrio e isso causa a diminuição da  
168 diversidade de espécies.

169 Essa situação favorece a proliferação acentuada de algumas espécies de  
170 formigas que são associadas a diversos incômodos para o ser humano, agindo  
171 como pragas agrícolas e urbanas, contaminando alimentos, transmitindo doenças  
172 e provocando reações alérgicas.

173 Essa ideia negativa que a maioria das pessoas têm em relação as  
174 formigas é mais difundida do que o importante papel que elas têm no meio  
175 ambiente natural e na produção rural sustentável. Isso acontece porque quase  
176 sempre que o ser humano está presente, ele modifica o ambiente em favor da sua  
177 comodidade e produção de alimentos e se esquece que está tornando o ambiente  
178 melhor para espécies que podem se tornar pragas e passarem a ser um incômodo  
179 para ele. Dessa forma, é fundamental lembrar que embora as formigas sejam  
180 pequenas, elas desenvolvem um papel extremamente importante para a  
181 conservação de um ambiente mais equilibrado e saudável, por meio das funções  
182 ecológicas que elas realizam.

183

184

185

186 **O que é Função Ecológica?**

187           É a tarefa realizada por cada ser vivo na natureza. Essa tarefa é de  
188 extrema importância para a sobrevivência de outras espécies e para o equilíbrio  
189 da natureza. As funções ecológicas refletem a interação entre os componentes da  
190 natureza e a vida coletiva dos animais, plantas, fungos e microrganismos.  
191 Podemos citar como exemplos de funções ecológicas desempenhadas pelas  
192 formigas: dispersão de sementes, predação de outros insetos, auxílio na ciclagem  
193 de nutrientes, aeração do solo e drenagem da água.

194

195 **Quais os benefícios das funções ecológicas para o produtor rural?**

196           O desempenho das funções ecológicas ajuda a alcançar o equilíbrio  
197 ecológico nas propriedades rurais e, assim, contribui para melhores condições  
198 ambientais nas lavouras e/ou criação de animais. Melhores condições ambientais  
199 proporcionam vários benefícios, tais como, melhor utilização dos recursos  
200 naturais (água, solo e nutrientes do solo), equilíbrio de populações de pragas,  
201 maior estabilidade na produção e diminuição de prejuízos econômicos, além da  
202 diminuição da necessidade de insumos externos. Dessa maneira, os produtores  
203 podem ser beneficiados por exercerem menor pressão sobre o solo e assim terem  
204 menos gastos com práticas de manejo tais como uso de agroquímicos e  
205 maquinários.

206           Vale lembrar que isso é possível, principalmente nas áreas em que o  
207 produtor se preocupa com o equilíbrio ecológico e com práticas agrícolas que

208 atendam às suas necessidades atuais e de longo prazo dentro da sua propriedade.

209 Nós veremos um pouquinho de cada um desses benefícios ao longo da cartilha.

210

211 **Como o produtor rural pode contribuir para a manutenção das funções**  
212 **ecológicas?**

213 Quando o produtor rural mantém em sua propriedade uma vegetação  
214 nativa preservada e práticas agrícolas menos agressivas, como as  
215 agroecológicas, estará contribuindo para a conservação da biodiversidade e  
216 manutenção dos ambientes mais equilibrados ecologicamente. Nesse sentido, o  
217 produtor pode optar por manter ou plantar uma diversidade de plantas nativas  
218 em faixas próximas ou dentro do seu cultivo principal, permitindo o aumento da  
219 diversidade de plantas e animais, das funções ecológicas desempenhadas e da  
220 melhor utilização do solo.

221 Além desses benefícios, conservar a vegetação nativa ajuda a atrair ou  
222 repelir determinados organismos. Existem algumas plantas que podem atrair  
223 insetos, como as formigas (ex. copaíbas, pequiizeiros e jatobás), que podem  
224 auxiliar no combate a outros organismos potenciais pragas, e existem outras  
225 plantas (ex. capim-limão e mamona) que atuam como repelentes, espantando  
226 alguns animais considerados danosos à plantação, e assim, ambas contribuem  
227 para um ambiente mais equilibrado ecologicamente. Em um ambiente mais  
228 equilibrado, cada componente do ambiente consegue desempenhar sua tarefa  
229 resultando na manutenção das funções ecológicas.

230



231 **Dispersão de sementes**

232 A dispersão de sementes é um processo de distribuição de sementes no  
233 ambiente, através de um animal dispersor como, por exemplo, alguns morcegos,  
234 aves e insetos. Esse processo em que as sementes são “lançadas” no ambiente  
235 por animais dispersores é muito importante para a distribuição e crescimento das  
236 plantas. A dispersão de sementes também oferece outros benefícios como:  
237 diminuição do consumo de sementes por outros animais, aumento da taxa de  
238 germinação das sementes e manutenção da diversidade (quantidade e tipos  
239 diferentes) de plantas no ambiente.

240



241

242 [Formiga dispersando semente artificial. Foto: Ananza Rabello]

243

244 *Mas as formigas dispersam qualquer semente?*

245 As formigas dispersam, na maioria das vezes, as sementes que possuem  
246 uma parte coberta por um material comestível atrativo para elas. As formigas  
247 levam as sementes atrativas para o ninho e utilizam esse material comestível

248 para alimentar os outros indivíduos da sua colônia deixando a semente intacta e,  
249 assim, não afetam a germinação das sementes. Outras vezes, ao manipular as  
250 sementes, elas ajudam a quebrar a dormência das mesmas, aumentando suas  
251 chances de germinação. Desse modo, a dispersão de sementes é considerada  
252 uma interação entre a formiga e a planta em que ambas são beneficiadas. As  
253 formigas ganham alimento e as plantas também ganham por terem suas  
254 sementes dispersadas no ambiente.

255

256 *O produtor rural tem alguma vantagem com a dispersão de sementes?*

257 A dispersão de sementes contribui para o acúmulo de sementes embaixo  
258 da superfície do solo que favorece o reflorestamento natural de áreas, reduzindo  
259 ou, até mesmo, dispensando a necessidade de se fazer plantios tradicionais para  
260 reflorestamento e, com isso, diminuindo custos para o produtor. O  
261 reflorestamento natural possibilita a recuperação da diversidade de espécies de  
262 plantas nativas, contribuindo para um ambiente equilibrado ecologicamente.  
263 Além disso, a dispersão de sementes por formigas contribui para o  
264 estabelecimento de cobertura vegetal que amortece os impactos do vento e da  
265 chuva, ajudando a prevenir a erosão do solo e a lavagem de nutrientes  
266 (lixiviação) da camada superficial do solo pela ação da chuva. Quanto mais  
267 materiais e nutrientes forem levados pela ação do vento e/ou da chuva mais  
268 instável será o solo e menor será sua capacidade de reestruturação e  
269 armazenamento de água, além da necessidade de aumentar os gastos com  
270 adubação.

271 **Predação e controle biológico**

272 *O que significa predação?*

273           Esse termo é utilizado para definir uma interação biológica. Nessa  
274 interação, um determinado animal mata e se alimenta de outro animal.  
275 Provavelmente, vocês já observaram uma aranha se alimentando de outro animal  
276 que cai em sua teia (exemplo: mosquitos, moscas, formigas e outros). Nesse  
277 caso, nós falamos que a aranha está predando o outro animal, alimentando-se  
278 dele. Esse tipo de comportamento também é bastante comum no mundo das  
279 formigas. Dentre as milhares de formigas que existem, muitas também caçam,  
280 matam e se alimentam de outros animais. Podemos dizer que existe um grande  
281 número de formigas que atuam como predadoras.

282



283

284 [Foto de uma formiga predando outro inseto. Foto: Antônio Queiroz]

285

286

287

288 *Como acontece o controle biológico?*

289 O controle biológico acontece quando alguns animais presentes na área  
290 agrícola se alimentam de organismos (predam) considerados praga e reduzem a  
291 sua presença. Como consequência eles também reduzem o dano que seria  
292 causado na produção/cultivo. Normalmente, os produtores de áreas com manejo  
293 convencional costumam utilizar uma grande quantidade de agroquímicos para  
294 controlar esses organismos praga. Mas, utilizando o controle biológico a  
295 utilização desses agroquímicos se faz menos necessária no combate às pragas.

296 Mas pera aí, o que são organismos praga? Os organismos praga são  
297 aqueles que aproveitam a grande quantidade de alimento no monocultivo para  
298 aumentar seu crescimento e reprodução. Por estarem em grande número e não  
299 existirem outros organismos que controlem os mesmos, eles se alimentam de  
300 boa parte do cultivo e acabam causando danos econômicos para o produtor.  
301 Resumindo, nós chamamos de organismos praga àqueles que vão causar  
302 prejuízo para os agricultores.

303 Lembra que existem muitas formigas que são predadoras? Então, muitas  
304 delas vão atuar como agentes de controle biológico, ou seja, elas são capazes de  
305 se alimentar de diversos outros animais, dentre eles aqueles que poderiam causar  
306 danos à cultura e produção. Existem vários relatos de formigas se alimentando  
307 de animais pragas em diferentes tipos de cultivos como café, manga, citros,  
308 cacau e vários outros. Esse controle realizado pelas formigas pode reduzir os  
309 gastos do produtor com produtos agroquímicos, uma vez que quando a formiga

310 se alimenta do organismo potencialmente praga, ela reduz a população do  
311 mesmo (número de indivíduos) e também o dano que seria causado na cultura.

312           Importante lembrar que as formigas cortadeiras estão dentre as pragas  
313 mais conhecidas pelos produtores, pois elas costumam cortar folhas e acabam  
314 causando danos em algumas culturas. No entanto, em um ambiente que esteja  
315 mais equilibrado, com vários tipos de plantas, essas formigas podem passar  
316 despercebidas, pois cortam suas folhas normalmente, mas não causam danos  
317 econômicos ao produtor. E por que nesse ambiente elas não causam danos?  
318 Podemos pensar que nesses ambientes existe uma grande variedade de  
319 alimentos, assim elas terão muitas opções para se alimentar, como se fosse um  
320 banquete diferente por dia. Assim, em ambientes naturais ou mais semelhantes a  
321 eles, nós encontramos uma menor quantidade de ninhos e colônias de formigas  
322 cortadeiras, justamente pelo fato de ser um ambiente mais sustentável e  
323 equilibrado. Já em locais perturbados e mais homogêneos (com menos variedade  
324 de plantas, por exemplo) as colônias destas formigas se espalham e podem levar  
325 a danos muito altos, pois as formigas podem, potencialmente, virar pragas.

326

### 327 **Auxílio na ciclagem de nutrientes**

328           De que maneira as formigas podem auxiliar no processo de ciclagem de  
329 nutrientes (ajudando a deixar os elementos químicos livres para as plantas  
330 completarem o crescimento)? Se nós pensarmos que existem muitas formigas  
331 que vivem e fazem ninhos embaixo da superfície do solo e que elas carregam  
332 muitos dos alimentos que encontram e consomem para seus ninhos, poderíamos

333 pensar que aquilo que não consomem poderia virar um grande adubo. De certa  
334 forma, é mais ou menos isso que acontece mesmo. Parte dos alimentos que não  
335 são consumidos pelas formigas em seus ninhos são levados de volta para a  
336 superfície do solo e outra parte permanece um tempo nos ninhos até serem  
337 decompostos por microrganismos como bactérias e fungos. Então esse lixo  
338 (restos de alimentos) será transformado em compostos que irão enriquecer o  
339 solo.

340 Assim, as formigas auxiliam no processo de decomposição e ciclagem  
341 de nutrientes por carregarem alimentos para o solo, que após certo tempo, serão  
342 transformados em nutrientes. Esses nutrientes são de extrema importância para o  
343 solo e plantas, que necessitam retirar esses compostos do solo para melhor  
344 sobrevivência e crescimento. Com isso, as formigas, juntamente com  
345 microrganismos presentes no solo, também favorecem o produtor que terá um  
346 solo mais adubado e fertilizado naturalmente, sem precisar de tanta ajuda  
347 artificial e, por fim, não gastará tanto com fertilizantes.

348

#### 349 **Aeração do solo e drenagem de água**

350 Algumas formigas realizam escavação do solo para construir seus  
351 ninhos e, assim, formam túneis e galerias provocando a movimentação de  
352 partículas do solo e a modificação da sua estrutura. Essa movimentação do solo  
353 auxilia a troca de gases (aeração) e a infiltração e absorção de água (drenagem)  
354 pelo solo. Essa ação das formigas é capaz de melhorar a qualidade do solo. É

355 devido à essas duas atividades (aeração e drenagem de água) que as formigas  
356 são popularmente conhecidas como “Engenheiras do solo”.

357

358 *Qual a contribuição da aeração do solo e drenagem da água para a produção*  
359 *rural?*

360           A aeração e drenagem de água ajuda a deixar o solo menos denso,  
361 aumenta a capacidade de armazenamento de água, e também aumenta a  
362 quantidade de nutrientes e oxigênio no solo. Um solo com melhor qualidade em  
363 sua estrutura favorece o crescimento e desenvolvimento de raízes e plantas, e  
364 também a decomposição de matéria orgânica contribuindo para a melhoria da  
365 produção rural. A drenagem de água também pode ser importante por ser capaz  
366 de diminuir os custos com reposição de água devido ao aumento da capacidade  
367 de armazenamento de água do solo.

368

369 **3 - Cerrado: Informações gerais sobre o bioma**

370

371 **O que é o Cerrado?**

372           Biomos são locais com clima, solo, plantas, animais e outras  
373 características em comum. Um dos biomas que existe no Brasil é o Cerrado,  
374 segundo maior em extensão, atrás apenas da Amazônia. O Cerrado é um bioma  
375 que tem vegetação um pouco mais seca e baixa, solos ácidos e ricos em  
376 alumínio, o que, em conjunto com outras características, como a ocorrência de  
377 fogos naturais, deixa suas árvores tortas. Muitos animais, como o lobo-guará, o  
378 tamanduá-bandeira e a ema são característicos desta formação. O barbatimão, a  
379 lobeira, o pequi, o jatobá e o ipê são árvores bastante típicas nessas áreas.

380

381 **Como são os rios e solos do Cerrado?**

382           O Cerrado é considerado a “caixa-d’água” do Brasil, abastecendo um  
383 total de oito bacias. Não é à toa que nele nascem rios como o São Francisco, o  
384 “rio da integração nacional”, o Parnaíba e o Paraná. Seus rios são ricos em  
385 peixes, como o surubim e o piau, e vários animais invertebrados (ex: insetos,  
386 camarões, caramujos da fauna brasileira) que ajudam o equilíbrio dos  
387 ecossistemas.

388           Os solos do Cerrado em geral são latossolos ácidos, que variam bastante  
389 junto ao relevo diverso deste bioma, sendo rasos em locais com maior altitude e  
390 profundos em locais com altitude mais baixa.

391



392 **Quais são os tipos de Cerrado?**

393 O Cerrado é bastante variado. Há locais em que ele é composto por  
394 campos, pastagens naturais, em outros ele é uma vegetação com árvores mais  
395 espaçadas, e já em outros ele é uma floresta mais fechada e com árvores  
396 maiores. Essa grande variação se deve á variedade de formação dos solos,  
397 profundidade, precipitação, etc. Os tipos de vegetação deste bioma são:

398

399 *Campo limpo*

400 O cerrado campo limpo é uma vegetação campestre onde ocorre a  
401 dominância de plantas herbáceas (de pequeno porte) e gramíneas e ervas. Nele  
402 as árvores são raras ou ausentes, mas apresenta uma quantidade pequena de  
403 arbustos médios. Geralmente, são encontrados em locais com pouca água e solos  
404 rasos e pouco férteis em maiores altitudes.

405



406

407 [Campo limpo. Foto: Antônio Queiroz]

408

409 *Campo sujo*

410 O cerrado campo sujo já apresenta, além de grande extensão de  
411 gramíneas, ervas e arbustos bem espaçados uns dos outros. Geralmente é  
412 encontrado em locais um pouco mais úmidos, porém com solos rasos e algumas  
413 rochas expostas. O solo é geralmente pouco fértil.

414



415

416 [Campo sujo. Foto: Antônio Queiroz]

417

418 *Campo cerrado*

419 O campo cerrado é uma transição entre as formações de campo e cerrado  
420 *sensu stricto*. Nessa fitofisionomia começamos a ver que as árvores começam a  
421 aparecer de forma mais comum em meio a gramíneas, ervas e arbustos.

422

423 [Foto campo cerrado]

424

425

426 *Cerrado sensu stricto*

427           A fitofisionomia mais típica do bioma Cerrado, apresenta árvores baixas  
428 e tortuosas espaçadas, com dominância de gramíneas, ervas e arbustos  
429 espalhados. O solo é rico em alumínio e mais profundo do que as formações  
430 campestres.

431



432

433 [Cerrado *sensu stricto*. Foto: Antônio Queiroz]

434

435 *Cerradão*

436           O Cerradão é mais fechado e tem mais folhas que gramíneas cobrindo o  
437 solo. O solo é mais profundo comparado as outras fitofisionomias citadas  
438 anteriormente, assim há condições para que as árvores atinjam um maior porte.  
439 O estrato herbáceo pode aparecer em pouca quantidade ou ser ausente.

440



441

442 [Cerradão. Foto: Antônio Queiroz]

443

444 *Mata ciliar*

445 Aparece no entorno dos rios. A formação é estreita, geralmente não  
446 excedendo a 100 metros. Possui árvores de grande porte e estrato herbáceo raro  
447 ou ausente. Essa formação é de suma importância para a manutenção dos rios no  
448 Cerrado.

449



450

451 [Mata ciliar. Foto: Antônio Queiroz]

452 *Veredas*

453           Encontradas em solos muito úmidos e também caracterizada por  
454 apresentar buritis e palmeiras, esta formação é uma das mais características do  
455 Cerrado. Parte da umidade é exposta acima do solo, formando pequenas  
456 “lagoas”. Tal umidade é inclusive preservada durante os períodos de seca e serve  
457 de abrigo e fonte de recursos para animais nos períodos de seca.

458



459

460 [Veredas. Foto: Antônio Queiroz]

461

### 462 **Como as formigas se relacionam com as plantas no Cerrado?**

463           No Cerrado, há aproximadamente 232 espécies de formigas descritas e  
464 mais de 1000 a espera de denominação e registros oficiais. Elas têm os mais  
465 variados hábitos com as mais variadas formas. Elas se relacionam com uma  
466 grande quantidade de plantas. Cerca de  $\frac{1}{4}$  das plantas do Cerrado possui algum  
467 tipo de estrutura que oferece alimento açucarado para formigas. Essas estruturas  
468 estão nas folhas, caules ou frutos e se chamam nectários extraflorais. As

469 formigas são atraídas pelos recursos alimentares, mas em troca defendem as  
470 plantas de outros animais que querem se alimentar delas.

471

472 **Por que as formigas do Cerrado são tão diversas?**

473           A grande quantidade de plantas diferentes presentes no Cerrado oferece  
474 as formigas diversos tipos de alimentos, além de lugares para construírem seus  
475 ninhos. Então, quanto mais tipos de plantas no local, maior será a quantidade de  
476 formigas diferentes presente. Esse fato mostra a importância de se manter  
477 algumas áreas conservadas, pois transformando a mata em pasto, não  
478 diminuimos apenas a diversidade de plantas, mas também a diversidade de  
479 formigas, além de outros animais. Além das plantas, o tipo de solo, a altitude,  
480 umidade e temperatura também são fatores que influenciam na quantidade de  
481 espécies de formigas em um determinado local.

482 **4 - Formigas em agroecossistemas**

483

484 **O que os impactos causam nas comunidades de formigas?**

485           Muitas espécies de formigas sofrem com a mudança ambiental que  
486 ocorre com a transformação do Cerrado nativo (ou qualquer outro ambiente) em  
487 pastagens, plantações e monocultivos. Além de afetar as formigas, essas  
488 mudanças também afetam outros animais.

489           A transformação dos ambientes não só diminui as espécies de formigas,  
490 mas também altera quais espécies estão no novo sistema. Ou seja, uma pastagem  
491 ou uma plantação, além de ter menos espécies, vai ter também espécies  
492 diferentes. Isso ocorre porque estas áreas modificadas não oferecem as formigas,  
493 alimento, moradia ou condições necessárias para que elas fiquem por lá. O  
494 problema é que isso afeta o funcionamento do ambiente e pode levar a uma  
495 menor produtividade. Algo contrário ao esperado pelo produtor. Uma vez que  
496 formigas aeram o solo e fazem ciclagem de nutrientes, dentre outros, um local  
497 com menos formigas terá que ser mais manejado para ter uma produção tão  
498 eficiente quanto um que tem mais formigas. Assim, o agricultor terá que gastar  
499 muito mais para conseguir produzir.

500

501 **E quais formigas sobram?**

502           As formigas que sobram nesses sistemas mais impactados são as  
503 formigas típicas de locais afetados por algum tipo de modificação. Essas  
504 formigas não têm muita seletividade na hora de formarem seus ninhos ou

505 arrumar alimentos, preferem locais mais quentes ou homogêneos, se proliferam  
506 rapidamente e dominam o ambiente.

507 O ruim de ter estas “novas formigas” no ambiente é que elas, além de  
508 não fazerem o mesmo que as formigas das áreas naturais fazem, as vezes  
509 atrapalham a chegada de plantas e outros animais que poderiam recolonizar e  
510 recuperar este ambiente.

511

### 512 **Quais as formigas invasoras e pragas no Cerrado e o que causam?**

513 A invasão biológica acontece quando uma espécie não-nativa do  
514 ambiente se instala, espalha e gera desequilíbrio. As formigas invasoras são um  
515 problema grave em alguns locais. Elas chegam e dominam alguns ambientes que  
516 geralmente passaram por algum tipo de perturbação. As formigas lava-pés, por  
517 exemplo, são originárias aqui da América do Sul, mas causam um enorme  
518 problema nos Estados Unidos. Algumas formigas em áreas urbanas podem ser  
519 problemas em hospitais, pois podem carregar agentes contagiosos para pacientes  
520 internados, mas isso também é consequência do desequilíbrio ecológico. No  
521 Cerrado, as formigas lava-pés, quando presentes, podem afetar a vida de outras  
522 espécies, dominando numericamente o ambiente e excluindo espécies que  
523 realizam as funções citadas anteriormente.

524 As *Atta*, *Acromyrmex* (cortadeiras e quenquéns) e outras formigas  
525 cortadeiras se espalham por locais abertos e mais simplificados, como as  
526 pastagens e eucaliptais. O principal método de controle dessas formigas ainda é  
527 o químico. O controle das formigas cortadeiras é feito, comumente, com o uso



528 de iscas formicidas que são depositadas perto dos olheiros dos ninhos. As iscas  
529 são atrativas e fazem com que algumas formigas as carreguem para dentro da  
530 colônia e assim matem as outras formigas da colônia. Os princípios ativos mais  
531 usados, e tóxicos, são sulfluramida e fipronil. Outros produtos têm sido testados,  
532 mas nada está bem estabelecido. Atualmente, como o mercado valoriza cada vez  
533 mais as certificações orgânicas e outros selos que certifiquem a qualidade e  
534 origem dos produtos é necessário buscar alternativas para esse controle. A  
535 diversificação nas áreas plantadas é uma forma de frear este aumento  
536 populacional das cortadeiras. Existem alguns bons especialistas no manejo de  
537 pragas, como o Professor Ronald Zanetti (zanetti@den.ufla.br) da Universidade  
538 Federal de Lavras que pode auxiliar os produtores nessa empreitada.  
539

540 **5 – Restauração vegetal e enriquecimento ambiental em áreas de Cerrado**

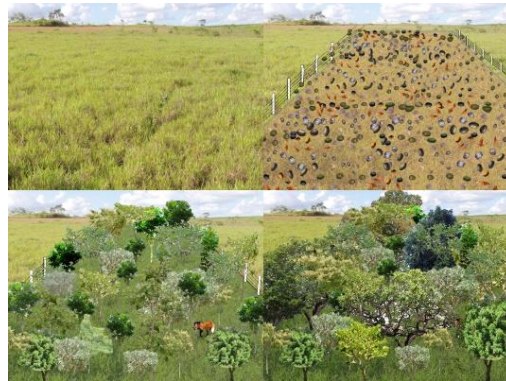
541

542 **Como funciona a restauração no Cerrado?**

543 A conservação do bioma Cerrado é necessária porque o bioma possui  
544 grande diversidade ecológica e vem sendo destruído com o mau uso da terra  
545 para atividades impactantes, como a agricultura e pecuária extensivas. Mas o  
546 que levou a degradação desse bioma?

547 Há pouco tempo, o Cerrado era visto como terra improdutiva, em  
548 decorrência de seu solo infértil. Com o avanço científico e tecnológico, o bioma  
549 começou a ser mais explorado para produção agrícola. Porém, ainda não temos o  
550 hábito de utilizar a restauração de áreas degradadas para ajudar num bom  
551 funcionamento do ambiente, nem de aproveitar áreas já modificadas para  
552 produção, o que leva, às vezes, ao abandono desses locais. Por isso, é necessário  
553 que saibamos que é possível usufruir do Cerrado com maior responsabilidade.

554 Restaurar é intervir em locais alterados para iniciar, facilitar ou acelerar  
555 o processo natural de sucessão ecológica. Por enquanto, não há receita de bolo  
556 ou um método único adequado ou indicado para a restauração. Uma das técnicas  
557 alternativas mais recomendadas no Cerrado é a semeadura direta, uma técnica de  
558 plantio de sementes diretamente no solo para que as plantas cresçam nas  
559 condições do local do plantio que tenham melhores condições do ambiente e o  
560 retorno de funções essenciais exercidas por plantas e animais.



561

562 [Esquema da sementeira direta. Figura: Embrapa "Situação inicial: exemplo de  
 563 área degradada com alta predominância de capim exótico superdominante.  
 564 Situação da área na implantação: sementeira direta de semente de nativas  
 565 (manual, mecanizada ou ambas) e proteção das áreas com cercamento.  
 566 Resultados esperados em 2 anos: a estrutura da vegetação florestal deverá ser de  
 567 muitos troncos finos (varetal). Alguns indivíduos de árvores de crescimento  
 568 lento poderão ficar bem pequenos, enquanto espera-se que os indivíduos das  
 569 espécies de cobertura possam apresentar copa intensa e fechada. Resultados  
 570 esperados em 10 anos: a vegetação já apresenta características de vegetação  
 571 secundária e não necessita de manejo para seguir seu rumo em sentido à  
 572 vegetação madura. Regenerantes originados da chuva de sementes do próprio  
 573 plantio e de áreas próximas surgem. Estes regenerantes garantirão a dinâmica da  
 574 evolução da comunidade." ([https://www.embrapa.br/codigo-florestal/semeadura-](https://www.embrapa.br/codigo-florestal/semeadura-direta)  
 575 [direta](https://www.embrapa.br/codigo-florestal/semeadura-direta))]

576

577 **Como podemos ter sistemas com maior complexidade sem perder**  
 578 **produtividade?**

579 O uso do solo no Cerrado foi intensificado depois do sucesso de  
 580 pesquisas que permitem conciliar produção com a conservação dos recursos  
 581 naturais. Mas como?

582 Uma alternativa para esse cenário convencional que vem sendo repetido  
583 há alguns anos são os sistemas agroflorestais. Agroflorestas são sistemas onde  
584 espécies perenes são utilizadas nas mesmas unidades de culturas agrícolas ou  
585 com animais em um arranjo espacial definido. Em razão dessa interação entre  
586 floresta, criação de animais e culturas agrícolas, a agrofloresta é uma boa opção  
587 para a recuperação de áreas degradadas, além de promover a melhora do  
588 funcionamento do ambiente como melhor qualidade da água e conservação do  
589 solo - diminuição da erosão e aumento da biodiversidade. E como funcionaria  
590 uma agrofloresta no Cerrado? Veja só.

591

592 [Exemplo esquema agroflorestal no Cerrado]

593

594 Outras técnicas simples como deixar plantas nas pastagens já facilita  
595 muito a vida do gado que encontrará locais para repouso. Além de conservar  
596 alguns animais dependentes das plantas.

597 **Contracapa**

598 O Cerrado abriga milhares de espécies e grande parte da população que vive e  
599 retira seu sustento desta terra no Brasil. As ameaças ao bioma não estão  
600 desligadas de nós, que vivemos, criamos e plantamos. Conservar a terra é  
601 também conservar a água. Vimos que nem todas as formigas são praga. O  
602 mesmo vale para outros animais. Só é preciso que não sigamos levando a  
603 natureza ao desequilíbrio. Devemos nos lembrar de que conservar a água  
604 também passa pela conservação do solo. A natureza é um bem a ser preservado e  
605 nosso bem-estar e o bem-estar das próximas gerações começam hoje e nas  
606 mudanças que fazemos ao nosso redor.

607

608 Os organizadores

609 **Sugestões de leitura e Referências**

- 610 Agroecologia: a dinâmica produtiva da agricultura sustentável. M. Altieri. Porto  
611 Alegre: UFRGS, 1998.
- 612 Agroecologia: bases científicas para uma agricultura sustentável. M. Altieri.  
613 Guaíba: Agropecuária, 2002.
- 614 Fitofisionomias do bioma Cerrado: síntese terminológica e relações florísticas.  
615 B.M.T. Walter. Universidade de Brasília (Tese), 2006.
- 616 Guia de restauração do Cerrado (Vol. 1): Semeadura direta. A.B. Sampaio e  
617 colaboradores. Brasília: Universidade de Brasília, 2015.
- 618 Manejo e recuperação florestal. C.R. de Paula e F.N. de Paula. Jaboticabal:  
619 Funep. 2003.
- 620 Manual para recuperação da vegetação de cerrado. G. Durigan e colaboradores.  
621 São Paulo: SMA, 2011.
- 622 O conceito do cerrado. L. M. Coutinho. Revista Brasileira de Botânica, v.1, n.1,  
623 p.17-24, 1978.
- 624 Restauração do cerrado: a influência das técnicas e de fatores ecológicos sobre o  
625 desenvolvimento inicial da comunidade lenhosa. Mário Guilherme de Biagi  
626 Cava. Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (Dissertação),  
627 2014.
- 628 Restauração Ecológica com Sistemas Agroflorestais: como conciliar  
629 conservação com produção. Opções para Cerrado e Caatinga. A. Miccolis e  
630 colaboradores. Brasília: Instituto Sociedade, População e Natureza -  
631 ISPN/Centro Internacional de Pesquisa Agroflorestal – ICRAF, 2016.
- 632 Sistemas agroflorestais: a agropecuária sustentável. V.A. Laura e colaboradores.  
633 Brasília: Embrapa, 2015.
- 634 Sistemas agroflorestais (SAF's). Embrapa. 2004. (Disponível em:  
635 [https://www.embrapa.br/busca-de-produtos-processos-e-servicos/-/produto](https://www.embrapa.br/busca-de-produtos-processos-e-servicos/-/produto-servico/112/sistemas-agroflorestais-safs)  
636 [servico/112/sistemas-agroflorestais-safs](https://www.embrapa.br/busca-de-produtos-processos-e-servicos/-/produto-servico/112/sistemas-agroflorestais-safs))

## CONCLUSÃO GERAL

A conversão das diferentes fitofisionomias do Cerrado (campo limpo, cerrado *sensu stricto* e cerradão) em plantações de eucalipto e pastagens afeta negativamente a biodiversidade de formigas. No entanto, alguns padrões ecológicos e a magnitude dos impactos causados por plantações de eucalipto e pastagens são diferentes de acordo com as características de cada fisionomia. Por exemplo, em áreas de campo limpo a cobertura de gramíneas é o melhor preditor de diversidade (riqueza e composição de espécies) e se relaciona positivamente com a riqueza de formigas epigeicas. Já, em áreas de cerrado *sensu stricto* e cerradão, a riqueza de árvores e a diversidade de serapilheira são os melhores preditores para a diversidade e se relacionam positivamente com a riqueza de formigas arborícolas e epigeicas, respectivamente. Dessa forma, a expansão dos plantios de eucalipto tem impactos mais fortes nas áreas abertas, como os campos limpos. Por outro lado, as pastagens causam mais impactos negativos em áreas fechadas ou com alta densidade e diversidade de plantas, como os cerradões.

Ademais, além das características e impactos na diversidade descritos acima, os valores de conservação desses sistemas de uso do solo são baixos (< 30%), mas as plantações de eucalipto apresentam um valor de conservação ligeiramente maior que pastagens em áreas de campo limpo e cerradão e as pastagens têm um valor de conservação maior em cerrado *sensu stricto*. Assim, há uma sinalização de que a similaridade estrutural (similaridade de

características da vegetação e do solo) das áreas transformadas com as áreas nativas é importante para a manutenção de espécies nativas do bioma em algumas fitofisionomias do bioma. Além de não reterem boa parte da biodiversidade das áreas referência (áreas nativas) as áreas modificadas também não servem como refúgio para as populações das espécies de formigas mais frequentes nas três fitofisionomias avaliadas.

Como as recentes medidas governamentais não enrijecem as medidas de proteção e tratam o Cerrado de forma homogênea, a iniciativa de uma mudança vinda pelos próprios produtores é essencial. Assim, a cartilha didática deve acrescentar e se tornar mais uma das medidas de conscientização para a proteção de áreas nativas, recuperação de áreas degradadas e mudanças nos manejos. Ela, provavelmente, irá fazer com que alguns produtores mudem a forma de tratamento com o ambiente e com o tempo a conservação de espécies será mais efetiva. Ainda é esperado que o conceito das formigas como agentes promotores do bem-estar ambiental faça parte do dia a dia dos produtores rurais e assim a conservação não será considerada somente algo imposto, mas extremamente necessário. Por fim, a distribuição da cartilha será feita inicialmente em comunidades rurais e serão feitas palestras e oficinas para os produtores rurais do Cerrado do Sul de Minas Gerais que tenham em suas propriedades paisagens e monocultivos florestais.

Nesse sentido, esta tese aponta particularidades de cada fitofisionomia do bioma Cerrado frente a impactos semelhantes o que, indiretamente, evidencia problemas nas medidas de conservação adotadas atualmente, mas mostra novos



caminhos para minimizar a perda de biodiversidade nessas formações, além de lançar um material para esclarecer aos agricultores os benefícios das formigas no ambiente em formato de cartilha didática.