



Universidade Federal de Uberlândia
Instituto de Biologia



Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação de Recursos
Naturais

**ESTRUTURA DE COMUNIDADES DE FORMIGAS NO
CERRADO: DIVERSIDADE, COMPOSIÇÃO E
ATIVIDADE PREDATÓRIA EM MONOCULTURAS E
ECOSSISTEMAS NATURAIS**

RENATA PACHECO DO NASCIMENTO

2011

RENATA PACHECO DO NASCIMENTO

**ESTRUTURA DE COMUNIDADES DE FORMIGAS NO
CERRADO: DIVERSIDADE, COMPOSIÇÃO E ATIVIDADE
PREDATÓRIA EM MONOCULTURAS E ECOSSISTEMAS
NATURAIS**

Tese apresentada à Universidade Federal de
Uberlândia, como parte das exigências para
Obtenção do título de Doutora em Ecologia e
Conservação de Recursos Naturais.

Orientador

Prof. Dr. Heraldo L. de Vasconcelos

UBERLÂNDIA

Agosto - 2011

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema de Bibliotecas da UFU, MG, Brasil.

N244e

Nascimento, Renata Pacheco do, 1980-
Estrutura de comunidades de formigas no cerrado : diversidade, composição e atividade predatória em monoculturas e ecossistemas naturais /
Renata Pacheco do Nascimento. -- 2011.

160 f. : il.

Orientador: Heraldo L. de Vasconcelos.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Uberlândia, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais.

Inclui bibliografia.

1. Ecologia - Teses. 2. Formiga - Ecologia - Teses. 3. Biodiversidade - Teses. 4. Cerrados - Conservação - Teses. I. Vasconcelos, Heraldo Luis de. II. Universidade Federal de Uberlândia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais. III. Título.

CDU: 574

ESTRUTURA DE COMUNIDADES DE FORMIGAS NO
CERRADO: DIVERSIDADE, COMPOSIÇÃO E ATIVIDADE
PREDATÓRIA EM MONOCULTURAS E ECOSSISTEMAS
NATURAIS

Doutoranda: Renata Pacheco do Nascimento

Tese apresentada à Universidade Federal de
Uberlândia, como parte das exigências para
Obtenção do título de Doutora em Ecologia e
Conservação de Recursos Naturais.

Tese aprovada em 26/08/2011

Banca examinadora:

Prof. Dr. Jacques H. C. Delabie: _____

Prof. Dr. José Henrique Schoereder: _____

Prof. Dr. Marcelo de Oliveira Gonzaga: _____

Prof. Dr. Kleber Del Claro: _____

Prof Dr. Heraldo L. de Vasconcelos: _____

UBERLÂNDIA

Agosto – 2011

Agradecimentos

Agradeço ao Prof. Dr. Heraldo L. de Vasconcelos pela orientação e pelos exemplos para seguir a carreira com ética, disciplina, cooperação e motivação. Por esses oito anos de convívio, agradeço a dedicação, paciência, amizade e ensinamentos. Agradeço ao Prof. Dr. Fernando Fernández pela receptividade e pelo apoio durante o período de estágio no Instituto de Ciencias Naturales na Universidad Nacional de Colombia para identificação das espécies coletadas. Também agradeço ao Prof. Dr. Emílio M. Bruna da University of Florida por permitir o uso do carro para as coletas dos dados e ao Dr. Scott Powell pelas recomendações no projeto. Gostaria de agradecer também ao programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais pela estrutura oferecida e pela possibilidade de realização do curso de doutorado. Pela bolsa de estudo e financiamento do projeto, agradeço ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq).

A realização desta tese só foi possível com a ajuda que recebi de todos os amigos e colegas do Laboratório de Ecologia de Insetos Sociais (LEIS) e da pós-graduação. Dentre estes, agradeço a Laura V. Barbosa da Silva, Alan N. da Costa, Jorge Neves, Daniela Santos, Ricardo I. de Campos, Pedro B. de Vasconcelos, Fabiane Mundim, Raphael Carvalho, Cauê T. Lopes, Pietro K. M. Mendonça e Estevão A. da Silva. Em especial, agradeço a excepcional colaboração da Gabriela Procópio Camacho, no campo e no laboratório, do Tiago L. M. Frizzo, no campo e da Bruna Borges pela impressão da tese. Agradeço à Faber-Castell S.A., proprietários e gerentes das fazendas onde parte das coletas foi realizada. Pela identificação das espécies, agradeço o Dr. Scott Powell, Dr. William Mackay, Dr. John Longino, Dr. Jacques C. H. Delabie e Dr. Fernando Fernández. Agradeço também a Msc. Claudia M. Ortiz-Sepúlveda pela recepção na Universidad Nacional de Colombia e identificação de espécies.

Agradeço à minha mãe Silvia M. Pacheco, ao meu pai Benedicto J. N. Neto e meus irmãos Thiago P. do Nascimento e Bruno P. do Nascimento pelo carinho e pela ajuda nos momentos difíceis. Também agradeço meus amigos Khelma T. dos Santos, Karen F. N. Dias, Maria Santana de C. Morini, Ricardo I. Campo e Gabriela P. Camacho por serem presentes. Agradeço muito meu noivo Johny Limongi por estar sempre ao meu lado, por todo amor, suporte e companheirismo; e para não fazer injustiça, também pela ajuda no campo e na confecção das armadilhas utilizadas para a coleta dos dados desta tese. Ainda não posso esquecer-me da grande profissional Vanessa Mara de Carlis que me ajudou nos momentos de dúvida durante todo esse processo.

Resumo

Pacheco, R. 2011. Estrutura de comunidades de formigas no Cerrado: diversidade, composição e atividade predatória em monoculturas e ecossistemas naturais. Tese de doutorado em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais. UFU. Uberlândia – MG. 167 p.

Neste estudo foi avaliado o efeito da diversidade estrutural da vegetação do Cerrado na diversidade de formigas e o efeito da conversão das áreas naturais em agrossistemas para a diversidade e a função predatória das formigas. Além disso, também foi avaliada a importância das reservas naturais próximas aos agrossistemas para a diversidade de formigas e para a predação. Também foi testada uma metodologia para a coleta de formigas hipogéicas no Cerrado. As coletas foram realizadas em diferentes áreas de Cerrado e nas monoculturas adjacentes. Para avaliar o efeito da diversidade estrutural da vegetação do Cerrado na diversidade de espécies, as formigas foram coletadas com armadilhas pitfall e extratores de Winkler. Para coleta de formigas hipogéicas comparou-se, inicialmente, a eficiência de armadilhas subterrâneas em função da profundidade, tempo ou atrativos adicionais e em relação aos pitfalls de superfície. Para analisar o efeito da transformação das áreas naturais em monoculturas na diversidade de espécies e na taxa de predação, as formigas epigéicas foram coletadas com armadilhas pitfall e formigas hipogéicas com armadilhas subterrâneas, em transectos a várias distâncias das reservas. A predação no subsolo foi estimada usando larvas de *Tenebrio molitor* enterradas dentro de armadilhas. Na superfície do solo e na vegetação a predação foi estimada usando lagartas feitas com massa de modelar. O cerrado apresentou maior riqueza de espécies em comparação aos outros tipos de vegetação, e a vereda apresentou o menor número de espécies. A riqueza de espécies de formigas apresentou-se positivamente correlacionada com a cobertura arbustivo-arbórea, a cobertura e biomassa de serapilheira e negativamente correlacionada com a cobertura de capim. A composição de espécies também variou em função da heterogeneidade estrutural entre os habitats. Para a coleta de formigas hipogéicas, a metodologia mais eficiente consistiu na exposição das armadilhas por sete dias, a 20 cm de profundidade e com óleo de dendê como atrativo adicional. As armadilhas colocadas na superfície coletam mais espécies do que as armadilhas subterrâneas, sendo a maioria das espécies coletadas no subsolo, também amostrada na superfície. Porém, no subsolo foram coletadas algumas espécies dificilmente encontradas com outras metodologias. A conversão da vegetação natural do Cerrado em monoculturas causou grande perda na riqueza de espécies e mudanças na composição, sendo as espécies encontradas nas monoculturas um subconjunto das espécies presentes nas reservas. A taxa de predação na superfície não diferiu entre as reservas e as monoculturas, apesar da diversidade de espécies ser maior nas reservas. Já a taxa de predação no subsolo foi maior nas reservas, apesar de a diversidade de espécies de formigas no subsolo não diferir entre os dois habitats. Sugere-se que as diferenças nas taxas de predação são mediadas por diferenças na abundância total de formigas e não pela riqueza de espécies. A distância das reservas não afetou a estrutura das comunidades de formigas e a taxa de predação dentro das monoculturas. De forma geral, os resultados deste estudo sugerem que a conservação da diversidade de espécies de formigas depende da conservação do mosaico de habitats que tipicamente caracteriza o Cerrado e que as práticas agrícolas afetam a diversidade de formigas e a função predatória realizada por estas espécies.

Palavras-chave: diversidade, heterogeneidade ambiental, Cerrado, agrossistemas, formigas, armadilhas subterrâneas, predação, conservação.

Abstract

Pacheco, R. 2011. Ant community structure in the Cerrado: diversity, composition and predatory activity in crop fields and natural ecosystems. Ph. D. Thesis. UFU. Uberlândia – MG. 167 p.

This study assessed the effect of the structural diversity of the Cerrado vegetation on ant diversity; the effect of conversion of natural areas into crop fields on ant diversity and in their predatory function; and the importance of nature reserves close to crop fields on the ant diversity and predation. I also tested a methodology for collecting hypogaeic ants in the Cerrado. Samples were collected in different areas of Cerrado and at adjacent crop fields. To evaluate the effect of structural diversity of the Cerrado vegetation, ants were collected with pitfall traps and Winkler sacs. To collect hypogaeic ants, initially, I compared trap efficiency at different depths, time of field exposure and the addition of ant attractive and in relation to pitfall traps placed on soil surface. To analyze the effect of the transformation of natural areas into crops fields, epigaeic ants were collected with pitfall traps and hypogaeic ants with subterranean traps, in transects at various distances from reserves. Ant predation in the underground was estimated using *Tenebrio molitor* larvae buried in traps. On the surface soil and vegetation, ant predation was estimated using artificial caterpillar made with modeling clay. Ant species richness was higher in the cerradão compared to the other types of vegetation, while the vereda had the lowest number of species. Ant species richness was positively correlated with shrub and tree cover, litter cover and biomass, and negatively correlated with grass cover. The species composition also varied according to the structural heterogeneity of the habitats. The most efficient methodology to collect hypogaeic ants consisted of traps exposed for seven days, at 20 cm deep and using palm oil as an additional attractive. The traps placed in the soil surface collect more ants species than subterranean traps and most of the species collected in the underground were also sampled in the surface. However, the subterranean traps collected some species rarely found with other methodologies. The conversion of the natural Cerrado vegetation into crop fields affected ant species richness and composition, with the species found in crop fields being a subset of the species present at the reserves. The predation rate on the soil surface did not differ between the reserves and crop fields, despite the fact that ant species richness was much higher in reserves. In the underground ant predation was higher in the reserves; despite the fact that ant species richness in underground did not differ between the two habitats. It is suggested that differences in predation rates are mediated by differences in total ant abundance rather than by species richness. The distance of the reserves did not affect the structure of ant communities and predation rate in crop fields. Overall, the results of this study suggest that the conservation of ant species diversity depends on the conservation of the habitat mosaic that typically characterize the Cerrado and that farming practices negatively affect the ant species richness and the predatory function performed by these species.

Key-words: diversity, environmental heterogeneity, Cerrado, crop fields, ants, subterranean traps, predation, conservation.

Sumário

Capa.....	i
Folha de rosto	ii
Folha de aprovação.....	iii
Agradecimentos	iv
Resumo.....	v
Abstract	vi
Sumário	vii
Introdução geral.....	01
Referências bibliográficas	05
CAPÍTULO 1: A diversidade de habitats como um fator promotor da diversidade de espécies de formigas no Cerrado	10
Resumo.....	10
Introdução.....	10
Métodos.....	13
Resultados	19
Discussão.....	24
Conclusões e implicações para a conservação	27
Referências bibliográficas	29
Anexo 1	35
CAPÍTULO 2: O uso de armadilhas subterrâneas para coleta de formigas hipogéicas no Cerrado	40
Resumo.....	40
Introdução.....	41
Métodos.....	43
Resultados	49
Discussão.....	58
Conclusões	65
Referências bibliográficas	66
Anexo 1	70
CAPÍTULO 3: O efeito da conversão da vegetação de Cerrado em agrossistemas sobre a diversidade de formigas (Hymenoptera: Formicidae).....	83
Resumo.....	83
Introdução.....	83
Métodos.....	86
Resultados	93
Discussão.....	102
Conclusões	109
Referências bibliográficas	109
Anexo 1	115
CAPÍTULO 4: Mudanças no uso da terra e seu impacto sobre a função predatória de formigas do solo	122
Resumo.....	122
Introdução.....	122
Métodos.....	126
Resultados	132
Discussão.....	138
Conclusões	143
Referências bibliográficas	144

Anexo 1	148
Conclusões gerais	155
Referências bibliográficas	159

Introdução geral

A heterogeneidade de habitats tem sido demonstrada como o principal fator responsável pela riqueza de espécies animais devido a locais mais heterogêneos apresentarem mais nichos e mais recursos disponíveis para serem explorados (Pianka 1966; Tews et al. 2004). As principais diferenças entre os habitats estão associadas à vegetação, que oferece recursos para nidificação e forrageamento, além de sombra, umidade e serapilheira para espécies de solo (Blaum et al. 2007; Clough et al. 2009; Fernandes et al. 2004; Gardner et al. 1995; Murdoch et al. 1972; Ribas et al. 2003; Vadasz et al. 2008). Porém, nem sempre ocorre uma relação positiva entre habitats com maior heterogeneidade e a diversidade de espécies animais (Gollan et al. 2009; Nogueira et al. 2009; Tews et al. 2004). Isto porque outros fatores devem ser levados em consideração como, por exemplo, a estrutura do habitat considerado, como esta é percebida pelo organismo estudado, de como a diversidade é medida e da escala temporal e espacial destas medidas e também a adaptação das espécies à determinadas condições ambientais (Tews et al. 2004). Neste último caso, a composição de espécies pode estar mais relacionada às mudanças na estrutura ambiental entre habitats do que a riqueza de espécies.

Neste caso, o Cerrado é um bioma ideal para se avaliar os efeitos da heterogeneidade sobre a diversidade de espécies animais já que variações locais na incidência de fogo e no teor de nutrientes e umidade do solo acarretam grandes variações na cobertura vegetal (Oliveira-Filho & Ratter 2002). Por isso, no Cerrado é encontrada uma grande variação estrutural entre os tipos de habitats, que vão desde áreas abertas, como o campo cerrado, até formações florestais, como mata semidecídua. Apesar de ser considerado um dos *hotspots* de biodiversidade do mundo, apenas 2,2% da área original do Cerrado encontra-se legalmente protegida (Klink & Machado 2005; Myers et al. 2000), sendo que o desmatamento não se dá de forma aleatória, sendo proporcionalmente maior do que o desmatamento na Amazônia

(Ratter et al. 1997). Isso por que vegetações associadas a solos mais férteis e terrenos mais planos tendem a ser muito mais afetadas pelo desmatamento (Goodland 1971; Klink & Machado 2005; Ratter et al. 1997). No entanto, de acordo com o conceito de mosaicos (Whittaker & Levin 1977) a diversidade de espécies em uma área aumenta não só com a complexidade dos hábitats, mas também com a sua variabilidade.

A perda de hábitats no Cerrado é decorrência principalmente do estabelecimento de agrossistemas, como as pastagens e as monoculturas anuais (Klink & Machado 2005; Ratter et al. 1997), que configuram as maiores ameaças à diversidade biológica nos últimos anos, devido ao aumento da fragmentação e a perda de hábitats (Myers et al. 2000; Tilman et al. 1994; Wilcox & Murphy 1985). Devido às mudanças na estrutura dos hábitats, as espécies podem ser afetadas pelo tipo e quantidade de recursos disponíveis (Duffy 2002; Perfecto & Snelling 1995). Consequentemente, a perda da biodiversidade devido às práticas agrícolas tem um efeito direto nos ecossistemas porque as espécies desempenham importantes funções (Shriar 2000; Tilman et al. 2002). Quando essas funções são utilizadas secundariamente para o benefício do homem, podendo assim trazer benefícios econômicos, passamos a chamá-las de “serviços ecológicos” (De Marco & Coelho 2004; Tilman et al. 2002). Os serviços de polinização por insetos, por exemplo, podem gerar um aumento médio de 14,6% na produção de café (De Marco & Coelho 2004). Outro exemplo seria o aumento da produção agrícola pelo controle biológico de pragas através da predação (Symondson et al. 2002). Aproximadamente 70 mil pragas agrícolas atacam a agricultura e destroem mais de 40% de toda produção de alimento, apesar da aplicação de aproximadamente três milhões de toneladas de pesticidas no mundo todo (Pimentel 1998). Porém, aproximadamente 99% das pragas agrícolas são controladas por inimigos naturais e pela resistência genética de plantas hospedeiras (Pimentel 1998).

A predação é uma importante função ecológica exercida por alguns insetos como, por exemplo, algumas espécies de formigas que podem regular as populações de outros artrópodes, incluindo aqueles que são prejudiciais à agricultura (Perfecto & Snelling 1995; Risch & Carroll 1982). Muitas espécies de formigas têm demonstrado bom potencial para o controle de pragas (Perfecto & Castiñeiras 1998; Risch & Carrol 1982; Risch & Carroll 1982; Way & Khoo 1992). Porém, muitas dessas espécies podem não ser capazes de se manter nos ambientes modificados pelo homem, e assim, a transformação de áreas naturais em agrossistemas pode causar perdas na diversidade de espécies de formigas (Armbrecht et al. 2006; Perfecto & Snelling 1995; Philpott & Foster 2005; Vandermeer & Perfecto 2007). Um exemplo são as formigas de correição, que estão associadas a ambientes pouco modificados (Delabie et al. 2007; Roberts et al. 2000a, b) e sua permanência nos agrossistemas pode depender da presença de áreas naturais próximas onde haja recursos para a sua sobrevivência (Ferro & McNeil 1998). De fato, a distância das áreas com vegetação natural pode afetar a diversidade de espécies, diminuindo a riqueza e abundâncias dessas espécies nos agrossistemas e, conseqüentemente, diminuir os serviços ecológicos (Carvalho et al. 2010; Jauker et al. 2009; Steffan-Dewenter & Tschamtkke 1999).

As espécies de formigas de correição, por exemplo, são consideradas espécies-chaves por serem predadoras vorazes que podem regular as populações de outros artrópodes presentes no solo (Holldobler & Wilson 1990; Wilkie et al. 2007). Assim como muitas outras espécies predadoras, as espécies de correição nidificam e se alimentam quase que exclusivamente no interior do solo e por isso são raramente coletadas com os métodos tradicionais de amostragem. Assim, para obter um maior entendimento dos efeitos da conversão de áreas naturais em agrossistemas na diversidade e na função ecológica das espécies de formigas faz-se necessário abranger diferentes estratos. No entanto, todos os métodos de coleta de formigas tradicionais apresentam limitações já que não é possível

amostrar todos os estratos de forrageamento ou nidificação (ex.: solo, vegetação, subsolo) com uma única metodologia (Bestelmeyer et al. 2000; Fisher 1999; Longino & Colwell 1997; Romero & Jaffe 1989). A raridade de espécies hipogéicas na maioria dos inventários denota a ineficiência das metodologias convencionais, uma vez que essas espécies raramente forrageiam na superfície. Por isso, considera-se que os estudos sobre a fauna hipogéica representam a “fronteira final” nos estudos sobre a biodiversidade de Formicidae (Wilkie et al. 2007). Nesse sentido, com o intuito de amostrar um maior número de espécies hipogéicas, alguns estudos têm incluído em seu protocolo de coletas metodologias que abrangem coletas no subsolo (Delabie et al. 2000; Lynch et al. 1988; Silva & Silvestre 2004; Vasconcelos & Delabie 2000). Mais recentemente, alguns métodos para coleta de formigas foram propostos, como o uso de armadilhas denominadas sondas (*subterranean probe*) (Wilkie et al. 2007) e de armadilhas pitfall subterrâneas (Andersen & Brault 2010; Berghoff et al. 2003; Fowler & Delabie 1995; Schmidt & Solar 2010; Wilkie et al. 2007). Levantamentos sistemáticos de formigas hipogéicas foram realizados em diversos ecossistemas (Andersen & Brault 2010; Schmidt & Solar 2010; Wilkie et al. 2007), inclusive em agrossistemas (Schmidt & Diehl 2008). Porém, não há estudos similares em savanas tropicais como, por exemplo, as savanas do Cerrado Brasileiro, cuja mirmecofauna é bastante diversa (Campos et al. 2011; Lopes & Vasconcelos 2008).

Assim, considerando a importância da variabilidade vegetal do Cerrado para a diversidade de formigas, a necessidade de se adequar uma metodologia que abrange diversos grupos funcionais e diferentes estratos e por fim, determinar os efeitos da conversão da vegetação natural em agrossistemas para a diversidade de espécies e a função predatória das formigas, foram propostos os seguintes objetivos: (1) Comparar a riqueza e a composição de espécies de formigas em função das diferenças na estrutura ambiental entre os tipos de vegetação do Cerrado e determinar a contribuição relativa das diversidades alfa e beta sobre a

diversidade regional de espécies; (2) Testar a eficiência de coleta de armadilhas subterrâneas em função da profundidade, tempo de exposição ou uso de atrativos adicionais e se o uso de armadilhas subterrâneas é eficiente para a coleta de espécies raramente coletadas por pitfall de superfície em agrossistemas e ecossistemas naturais do Cerrado; (3) Determinar o efeito da transformação da vegetação nativa do Cerrado em agrossistemas sobre a riqueza total de espécies, a riqueza das espécies presentes nas diferentes formações vegetais e a perda de determinados grupos funcionais; quais espécies de formigas são mais favorecidas e quais são mais prejudicadas pela mudança no ambiente e se há diferenças na contribuição relativa dos componentes de diversidade entre a vegetação nativa e os agrossistemas; (4) Determinar se eventuais perdas na diversidade de formigas epigéicas e hipogéicas resultam em menor taxa de predação por formigas, e se a proximidade das reservas afeta a riqueza de espécies e a função predatória das formigas nos agrossistemas.

Referências bibliográficas

- Andersen, A. N., and A. Brault. 2010. Exploring a new biodiversity frontier: subterranean ants in northern Australia. *Biodiversity and Conservation* **19**:2741-2750.
- Armbrecht, I., I. Perfecto, and E. Silverman. 2006. Limitation of nesting resources for ants in Colombian forests and coffee plantations. *Ecological Entomology* **31**:403-410.
- Berghoff, S. M., U. Maschwitz, and K. E. Linsenmair. 2003. Hypogaeic and epigaeic ant diversity on Borneo: evaluation of baited sieve buckets as a study method. *Tropical Zoology* **16**:153-163.
- Bestelmeyer, B. T., D. Agosti, L. E. Alonso, C. R. F. Brandão, W. L. Brown, J. H. C. Delabie, and R. Silvestre. 2000. Field techniques for the study of ground-dwelling ants: an overview, description, and evaluation. Pages 122-144 in D. Agosti, J. D. Majer, L. E. Alonso, and T. R. Schultz, editors. *Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity* Smithsonian Institution Press, Washington and London.
- Blaum, N., E. Rossmann, M. Schwager, and F. Jeltsch. 2007. Responses of mammalian carnivores to land use in arid savanna rangelands. *Basic and Applied Ecology* **8**:552-564.

- Campos, R. I., H. L. Vasconcelos, A. N. Andersen, T. L. M. Frizzo, and K. C. Spena. 2011. Multi-scale ant diversity in savanna woodlands: an inter-continental comparison. *Austral Ecology* **in press**.
- Carvalho, L. G., C. L. Seymour, R. Veldtman, and S. W. Nicolson. 2010. Pollination services decline with distance from natural habitat even in biodiversity-rich areas. *Journal of Applied Ecology* **47**:810-820.
- Clough, Y., D. D. Putra, R. Pitopang, and T. Tschardt. 2009. Local and landscape factors determine functional bird diversity in Indonesian cacao agroforestry. *Biological Conservation* **142**:1032-1041.
- De Marco, P., and F. Coelho. 2004. Services performed by the ecosystem: forest remnants influence agricultural cultures' pollination and production. *Biodiversity and Conservation* **13**:1245-1255.
- Delabie, J. H. C., B. L. Fisher, J. D. Majer, and I. W. Wright. 2000. Sampling effort and choice of methods. Pages 145-154 in D. Agosti, J. D. Majer, L. E. Alonso, and T. R. Schultz, editors. *Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity* Smithsonian Institution Press, Washington and London.
- Delabie, J. H. C., B. Jahyny, I. C. do Nascimento, C. S. F. Mariano, S. Lacau, S. Campiolo, S. M. Philpott, and M. Leponce. 2007. Contribution of cocoa plantations to the conservation of native ants (Insecta : Hymenoptera : Formicidae) with a special emphasis on the Atlantic Forest fauna of southern Bahia, Brazil. *Biodiversity and Conservation* **16**:2359-2384.
- Duffy, J. E. 2002. Biodiversity and ecosystem function: the consumer connection. *Oikos* **99**:201-219.
- Fernandes, G. W., F. M. C. Castro, M. L. Faria, E. S. A. Marques, and M. K. B. Greco. 2004. Effects of hygrothermal stress, plant richness, and architecture on mining insect diversity. *Biotropica* **36**:240-247.
- Ferro, D. N., and J. N. McNeil. 1998. Habitat enhancement and conservation of natural enemies of insects. Pages 123-132 in P. Barbosa, editor. *Conservation Biological Control*. Academic Press, San Diego, CA.
- Fisher, B. L. 1999. Improving inventory efficiency: a case study of leaf-litter ant diversity in Madagascar. *Ecological Applications* **9**:714-731.
- Fowler, H. F., and J. H. C. Delabie. 1995. División de recursos entre hormigas epigeicas e hipogeicas (Hymenoptera: Formicidae) en una plantación de cacao en Brasil. *Ecologia Austral* **15**:117-124.

- Gardner, S. M., M. R. Cabido, G. R. Valladares, and S. Diaz. 1995. The influence of habitat structure on arthropod diversity in Argentine semiarid chaco forest. *Journal of Vegetation Science* **6**:349-356.
- Gollan, J. R., M. B. Ashcroft, G. Cassis, A. P. Donnelly, and S. A. Lassau. 2009. Testing common habitat-based surrogates of invertebrate diversity in a semi-arid rangeland. *Biodiversity and Conservation* **18**:1147-1159.
- Goodland, R. 1971. Physiognomic Analysis of Cerrado Vegetation of Central Brasil. *Journal of Ecology* **59**:411-&.
- Holldobler, B., and E. Wilson 1990. *The ants*. Belknap Press of Harvard University Cambridge, MA.
- Jauker, F., T. Diekötter, F. Schwarzbach, and V. Wolters. 2009. Pollinator dispersal in an agricultural matrix: opposing responses of wild bees and hoverflies to landscape structure and distance from main habitat. *Landscape Ecology* **24**:547-555.
- Klink, C. A., and R. B. Machado. 2005. Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conservation Biology* **19**:707-713.
- Longino, J. T., and R. K. Colwell. 1997. Biodiversity assessment using structured inventory: Capturing the ant fauna of a tropical rain forest. *Ecological Applications* **7**:1263-1277.
- Lopes, C. T., and H. L. Vasconcelos. 2008. Evaluation of three methods for sampling ground-dwelling ants in the Brazilian cerrado. *Neotropical Entomology* **37**:399-405.
- Lynch, J. F., A. K. Johnson, and E. C. Balinsky. 1988. Spatial and Temporal Variation in the Abundance and Diversity of Ants (Hymenoptera: Formicidae) in the Soil and Litter Layers of a Maryland Forest. *American Midland Naturalist* **119**:31-44.
- Murdoch, W. W., F. C. Evans, and C. H. Peterson. 1972. Diversity and pattern in plants and insects. *Ecology* **53**:819-829.
- Myers, N., R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. B. da Fonseca, and J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* **403**:853-858.
- Nogueira, C., G. R. Colli, and M. Martins. 2009. Local richness and distribution of the lizard fauna in natural habitat mosaics of the Brazilian Cerrado. *Austral Ecology* **34**:83-96.
- Oliveira-Filho, A. T., and J. A. Ratter. 2002. Vegetation physiognomies and woody flora of the Cerrado biome. Pages 91-120 in P. S. Oliveira, and R. J. Marquis, editors. *The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna*. Columbia University Press, New York.

- Perfecto, I., and A. Castiñeiras. 1998. Deployment of the predaceous ants and their conservation in agroecosystems. Pages 269-289 in P. Barbosa, editor. *Conservation Biological Control*. Academic Press, San Diego, CA.
- Perfecto, I., and R. Snelling. 1995. Biodiversity and the transformation of a tropical agroecosystem - ants in coffee plantations. *Ecological Applications* **5**:1084-1097.
- Philpott, S. M., and P. F. Foster. 2005. Nest-site limitation in coffee agroecosystems: Artificial nests maintain diversity of arboreal ants. *Ecological Applications* **15**:1478-1485.
- Pianka, E. R. 1966. Convexity, Desert Lizards, and Spatial Heterogeneity. *Ecology* **47**:1055-1059.
- Pimentel, D. 1998. Economic benefits of natural biota. *Ecological Economics* **25**:45-47.
- Ratter, J. A., J. F. Ribeiro, and S. Bridgewater. 1997. The Brazilian cerrado vegetation and threats to its biodiversity. *Annals of Botany* **80**:223-230.
- Ribas, C. R., J. H. Schoederer, M. Pic, and S. M. Soares. 2003. Tree heterogeneity, resource availability, and larger scale processes regulating arboreal ant species richness. *Austral Ecology* **28**:305-314.
- Risch, S. J., and C. R. Carrol. 1982. The Ecological Role of Ants in Two Mexican Agroecosystems. *Oecologia* **55**:114-119.
- Risch, S. J., and C. R. Carroll. 1982. Effect of a Keystone Predaceous Ant, *Solenopsis Geminata*, on Arthropods in a Tropical Agroecosystem. *Ecology* **63**:1979-1983.
- Roberts, D. L., R. J. Cooper, and L. J. Petit. 2000a. Flock characteristics of ant-following birds in premontane moist forest and coffee agroecosystems. *Ecological Applications* **10**:1414-1425.
- Roberts, D. L., R. J. Cooper, and L. J. Petit. 2000b. Use of premontane moist forest and shade coffee agroecosystems by army ants in western Panama. *Conservation Biology* **14**:192-199.
- Romero, H., and K. Jaffe. 1989. A Comparison of Methods for Sampling Ants (Hymenoptera, Formicidae) in Savannas. *Biotropica* **21**:348-352.
- Schmidt, F. A., and E. Diehl. 2008. What is the effect of soil use on ant communities? *Neotropical Entomology* **37**:381-388.
- Schmidt, F. A., and R. R. C. Solar. 2010. Hypogaic pitfall traps: methodological advances and remarks to improve the sampling of a hidden ant fauna. *Insectes Sociaux* **57**:261-266.

- Shriar, A. 2000. Agricultural intensity and its measurement in frontier regions. *Agroforestry Systems* **49**:301-318.
- Silva, R. R. d., and R. Silvestre. 2004. Riqueza da fauna de formigas (Hymenoptera: Formicidae) que habita as camadas superficiais do solo em Seara, Santa Catarina. *Papéis Avulsos de Zoologia (São Paulo)* **44**:1-11.
- Steffan-Dewenter, I., and T. Tscharntke. 1999. Effects of habitat isolation on pollinator communities and seed set. *Oecologia* **121**:432-440.
- Symondson, W. O. C., K. D. Sunderland, and M. H. Greenstone. 2002. Can generalist predators be effective biocontrol agents? *Annual Review of Entomology* **47**:561-594.
- Tews, J., U. Brose, V. Grimm, K. Tielborger, M. C. Wichmann, M. Schwager, and F. Jeltsch. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography* **31**:79-92.
- Tilman, D., K. G. Cassman, P. A. Matson, R. Naylor, and S. Polasky. 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature* **418**:671-677.
- Tilman, D., R. M. May, C. L. Lehman, and M. A. Nowak. 1994. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* **371**:65-66.
- Vadasz, C., A. Nemet, C. Biro, and T. Csorgo. 2008. The effect of reed cutting on the abundance and diversity of breeding passerines. Pages 177-188. Hungarian Natural History Museum.
- Vandermeer, J., and I. Perfecto. 2007. The Agricultural matrix and a future paradigm for conservation. *Conservation Biology* **21**:274-277.
- Vasconcelos, H. L., and J. H. C. Delabie. 2000. Ground ant communities from central Amazonia forest fragments. Pages 59 - 70 in D. Agosti, J. D. Majer, L. E. Alonso, and T. R. Schultz, editors. *Sampling ground-dwelling ants: case studies from the world's rain forests*. Curtin University School of Environmental Biology, Perth, Australia.
- Way, M. J., and K. C. Khoo. 1992. Role of ants in pest management. *Annu. Rev. Entomol.* **37**:479-503.
- Whittaker, R. H., and S. A. Levin. 1977. The role of mosaic phenomena in natural communities. *Theoretical Population Biology* **12**:117-139.
- Wilcox, B. A., and D. D. Murphy. 1985. Conservation Strategy: The Effects of Fragmentation on Extinction. *The American Naturalist* **125**:879-887.
- Wilkie, K. R., A. Mertl, and J. Traniello. 2007. Biodiversity below ground: probing the subterranean ant fauna of Amazonia. *Naturwissenschaften* **94**:725-731.

CAPÍTULO 1

A diversidade de habitats como um fator promotor da diversidade de espécies de formigas no Cerrado

Resumo

A hipótese de heterogeneidade prediz que locais com maior complexidade estrutural suportam mais espécies animais por apresentarem maior disponibilidade de recursos. Em escala regional, mudanças na complexidade entre habitats proporcionam a formação de mosaicos, o que resulta em uma maior diversidade beta. O Cerrado representa um ecossistema ideal para testar essas hipóteses por possuir mosaicos de vegetações com variações estruturais entre os tipos de habitats. Assim, os objetivos do estudo foram avaliar a relação entre as variações estruturais do habitat e a riqueza e a composição de espécies de formigas e a contribuição relativa das diversidades alfa e beta sobre a diversidade regional de espécies. O estudo foi realizado a oeste de Minas Gerais e sudeste de Goiás, em diferentes tipos de vegetação, onde foram estabelecidas 12 parcelas. Em cada parcela foram instaladas 20 armadilhas pitfall e retiradas cinco amostras de 0,5 m² de serapilheira que, depois de peneirada, foi colocada em extratores de Winkler. Em cada parcela foram medidas a cobertura arbórea, a densidade da vegetação arbustivo-arbórea, a cobertura de capins, a cobertura e biomassa de serapilheira e a porcentagem de solo desnudo. Foram coletadas 150 espécies de formigas, sendo 135 espécies coletadas nas armadilhas pitfall e 66 espécies coletadas com o método de Winkler. O cerradão apresentou maior riqueza de espécies em comparação aos outros tipos de vegetação, sendo que a vereda apresentou o menor número de espécies. A riqueza de espécies de formigas apresentou-se positivamente correlacionada com a cobertura arbustivo-arbórea, a cobertura e biomassa de serapilheira e negativamente correlacionada com a cobertura de capim. A composição de espécies também variou, separando as parcelas em três grupos de habitats, em função de algumas estruturas ambientais. A diversidade beta foi maior entre os três grupos de parcelas, indicando que a heterogeneidade estrutural observada entre os habitats é um importante fator para alta diversidade beta, o que contribuiu mais para a diversidade regional de espécies. Assim, os resultados mostram que a conservação de uma maior diversidade de espécies depende da conservação do mosaico de habitats que tipicamente caracteriza o Cerrado.

Introdução

Uma das hipóteses propostas para explicar as variações temporais e espaciais na riqueza de espécies é a hipótese de heterogeneidade ambiental (Pianka 1966a), que pode ser baseada tanto na complexidade quanto na variabilidade do sistema observado (Li & Reynolds

1995). A hipótese de heterogeneidade assume que habitats estruturalmente mais diversos possuem maior diversidade de espécies por apresentarem mais nichos e mais recursos disponíveis para serem explorados (Tews et al. 2004). De fato, uma relação positiva entre a diversidade de espécies e a heterogeneidade estrutural dos habitats foi observada para vários grupos taxonômicos, como répteis (Pianka 1966b; Vitt et al. 2007), aves (Boecklen 1986; Thiollay 1990), mamíferos (Williams et al. 2002) e artrópodes (McIntyre et al. 2001; Ribas et al. 2003; Sanders et al. 2008).

De forma geral, parâmetros estruturais da vegetação, como tamanho e arquitetura da planta, assim como riqueza e densidade, determinam a estrutura física do ambiente (Tews et al. 2004), tanto em escala local quanto regional (Davidowitz & Rosenzweig 1998). A vegetação interfere na distribuição e na interação entre as espécies animais oferecendo recursos para nidificação e forrageamento, além de sombra, umidade e serapilheira para espécies de solo. Blaum et al. (2007) observaram que o aumento da cobertura de arbustos em ecossistemas áridos e semi-áridos promove maior diversidade de pequenos carnívoros e suas presas. Da mesma forma, variações na estrutura da vegetação também afetam a diversidade de aves tanto em áreas naturais (Vadasz et al. 2008) quanto em sistemas agroflorestais (Clough et al. 2009). Em relação aos artrópodes, diversos estudos mostram uma relação positiva entre a diversidade de espécies e a complexidade estrutural da vegetação (Fernandes et al. 2004; Gardner et al. 1995; Murdoch et al. 1972; Ribas et al. 2003).

Apesar da hipótese de heterogeneidade sugerir sempre uma relação positiva, alguns estudos mostram que a heterogeneidade do habitat pode apresentar uma relação negativa com a diversidade de espécies animais (Tews et al. 2004). Gollan et al. (2009) observaram que a riqueza de espécies de vespas e besouros pode estar negativamente associada à complexidade do habitat, medida através das variações na cobertura arbórea, na cobertura de arbustos e na cobertura de serapilheira. Em outro exemplo, Nogueira et al. (2009) observaram que o

número de espécies de lagartos no Cerrado pode ser maior em ambientes mais abertos, com menor complexidade estrutural, do que em ambientes florestais. Essa relação pode ocorrer por que mesmo ambientes com menor heterogeneidade ambiental seriam complexos o suficiente para permitir a coexistência de espécies explorando diferentes micro-habitats (Nogueira et al. 2009). Estes resultados conflitantes entre a heterogeneidade do habitat e a diversidade animal refletem a importância de determinados fatores considerados na relação. O resultado depende da estrutura do habitat considerado, como esta é percebida pelo organismo estudado, de como a diversidade é medida e da escala temporal e espacial destas medidas (Tews et al. 2004).

O Cerrado pode ser considerado um bioma ideal para se avaliar os potenciais efeitos da heterogeneidade sobre a diversidade de espécies animais já que variações locais na incidência de fogo e no teor de nutrientes e umidade do solo acarretam grandes variações na cobertura vegetal (Oliveira-Filho & Ratter 2002). Além disto, esta variação local nos tipos de vegetação pode também promover uma maior diversidade de espécies em escala regional. De acordo com o conceito de mosaicos (Whittaker & Levin 1977), a diversidade de espécies em uma área aumenta não só com a complexidade dos habitats, mas também com a sua variabilidade (quantidade de biótipos por unidade de área). Para testar essa teoria é necessária uma descrição quantitativa da diversidade de espécies em diferentes escalas espaciais (Wagner et al. 2000). A partição aditiva da diversidade de espécies é uma das formas de analisar a contribuição de diferentes tipos de habitats para a diversidade total da paisagem já que ela expressa as diversidades alfa e beta na mesma unidade, de modo que suas contribuições relativas à diversidade regional podem ser estimadas (Crist & Veech 2006; Crist et al. 2003; Lande 1996; Wagner et al. 2000). Entender os padrões de diversidade em diferentes escalas tem fundamental importância para definir estratégias de conservação e manejo principalmente em ecossistemas como o Cerrado, considerado uma das savanas mais

ricas no mundo por possuir um alto grau de endemismo e diversidade de espécies (Klink & Machado 2005).

Neste estudo comparei a riqueza e a composição de espécies de formigas - um dos grupos de insetos mais abundantes e diversos na maioria dos habitats (Hölldobler & Wilson 1990) - entre diversos tipos de habitats, apresentando um gradiente na estrutura ambiental. Este gradiente variou desde habitats com uma vegetação predominantemente campestre (vereda), passando por vegetações savânicas (cerrado ralo e cerrado denso), até vegetações florestais (cerradão). Especificamente, avaliei (1) a relação entre a riqueza e a composição de espécies de formigas e a estrutura do habitat, (2) a associação das espécies à determinados tipos de habitats e (3) a contribuição relativa das diversidades alfa e beta sobre a diversidade regional de espécies.

Métodos

As coletas foram realizadas em um total de 12 parcelas de 20 x 90 m, situadas em seis diferentes reservas ou propriedades particulares localizadas no oeste de Minas Gerais e sudeste de Goiás (Tabela 1). A região onde o estudo foi realizado, no Triângulo Mineiro e Alto Paranaíba, apresenta uma estação úmida, geralmente de setembro a abril, e uma estação seca durante os meses de maio a agosto. As áreas de coleta estão inseridas no bioma Cerrado e as parcelas foram selecionadas de forma a amostrar um gradiente de vegetação com diferenças estruturais, incluindo-se vereda, cerrado ralo, cerrado denso e cerradão (Figura 1). A classificação fitofisionômica de cada parcela foi feita de acordo com Oliveira-Filho & Ratter (2002) e Ribeiro & Walter (1998).

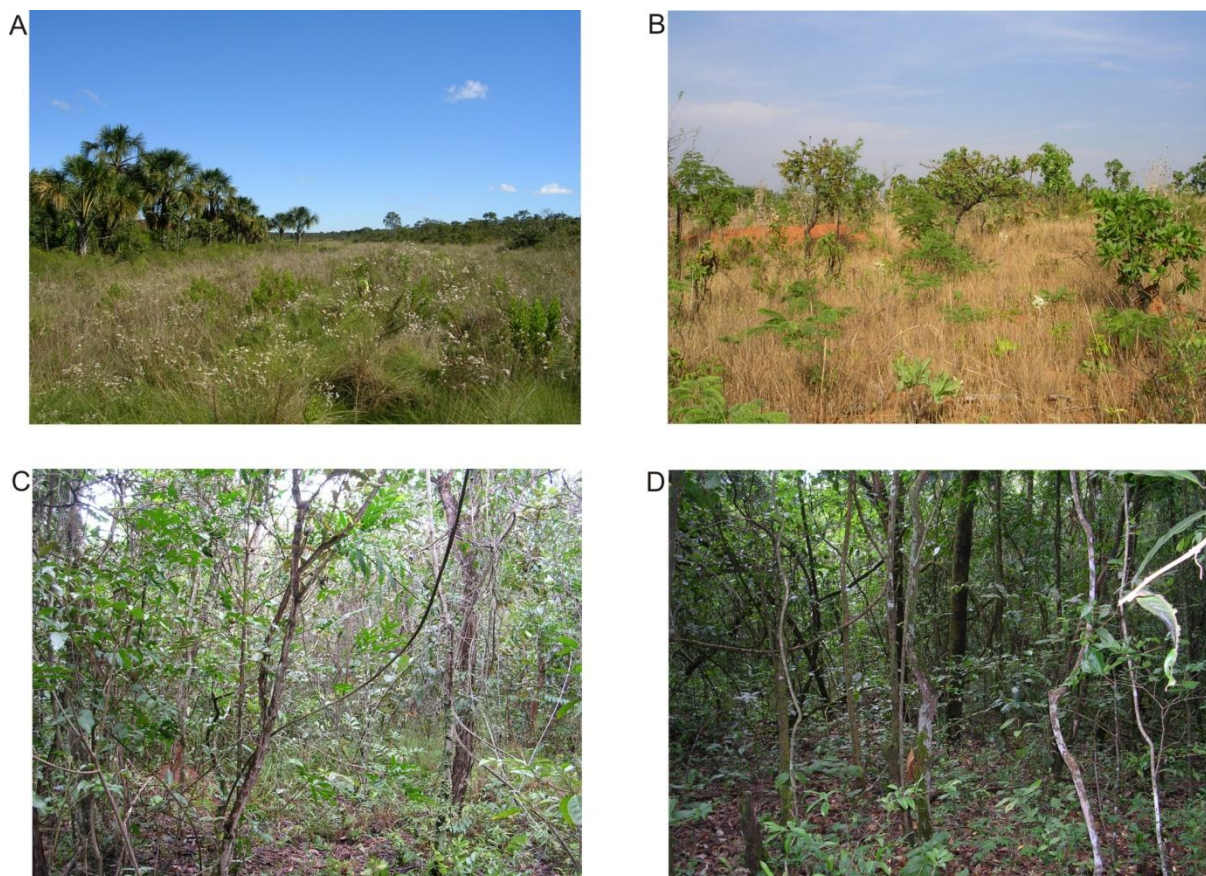


Figura 1. Imagem dos tipos de vegetação selecionados para as coletas: (A) vereda, localizada no Clube Caça e Pesca Itororó em Uberlândia (MG) , (B) campo cerrado, localizado no Parque Estadual da Serra de Caldas Novas em Caldas Novas (GO), (C) cerrado denso e (D) cerradão, ambas áreas localizadas na Estação Ecológica do Panga em Uberlândia (MG).

A coleta dos dados foi realizada entre 2007 e 2009, sempre durante a estação chuvosa. Cada parcela amostral media 20 x 90 m e as coletas foram realizadas ao longo das duas linhas paralelas, de 90 m cada. Ao longo de cada linha foram instaladas 10 armadilhas pitfall distantes 10 m uma da outra. As armadilhas consistiam em copos de plástico de 300 ml contendo um terço de água e detergente, deixados no campo por 48 horas. Para a coleta de formigas de serapilheira foram retiradas, distante 10 m de cada linha, cinco amostras de 0,5 m² de serapilheira distantes 20 m uma da outra. As cinco amostras de serapilheira foram juntadas, formando uma amostra combinada em cada linha, e depois peneirada. O resíduo da peneira foi colocado em um extrator de Winkler (Bestelmeyer et al. 2000) por um período de

48 horas. As formigas coletadas foram separadas em gênero (Bolton et al. 2007) e depois em morfoespécies ou espécies, após comparação com material identificado por especialistas. Os espécimens estão depositados na Coleção Entomológica da Universidade Federal de Uberlândia.

Estrutura do hábitat

Em cada parcela foram medidas as seguintes variáveis ambientais para caracterizar a heterogeneidade do ambiente: cobertura arbórea, densidade da vegetação arbustivo-arbórea, cobertura de capins, cobertura e biomassa de serapilheira e porcentagem de solo desnudo (Tabela 1).

As medidas de cobertura arbórea foram feitas baseado no método apresentado por Engelbrecht & Herz (2001). As fotos foram realizadas a cada 20 m ao longo de cada linha de coleta com o uso de uma câmera fotográfica digital Nikon Colpix 3200, com abertura focal de 38 mm, acoplada a um tripé mantido a 1 m do solo. Com o uso do programa Adobe Photoshop, Tryout version (Adobe Systems Inc., San Jose, California, EUA) foi calculada a porcentagem de cobertura arbórea de cada foto e, assim, obtida uma média de cobertura arbórea para cada parcela. A medida de densidade da vegetação arbustivo-arbórea foi realizada através do método de transecto (Bullock 1996). Em cada parcela, duas linhas paralelas de 100 m de comprimento foram estendidas a 0,5 m de altura do solo, distantes 20 m entre si e todas as árvores ou arbustos acima de 1 m que tocavam nas linhas foram contadas. A medida ou ausência de solo desnudo, coberto por serapilheira, ou por gramíneas foi medida a cada 2 m ao longo de duas linhas de 100 m (20 m entre as linhas), totalizando 100 medidas por parcela. Para estimar a biomassa de serapilheira foram coletadas, a 10 m das linhas de 100 m de cada parcela, cinco amostras de 0,5 m² de serapilheira as quais foram juntadas, secas a 60°C por 48 horas e depois pesadas.

Tabela 1. Localização geográfica e características ambientais de cada uma das 12 parcelas amostrais.

Localização	Código do local	Tipo de vegetação	Localização geográfica	Densidade arbustivo-arbórea	Cobertura arbórea (%)	Biomassa de serapilheira (g)	Cobertura de serapilheira (%)	Cobertura de capim (%)	Solo exposto (%)
Parque Estadual da Serra de Caldas Novas – Caldas Novas (GO)	VE1	vereda	19° 10' 25" S/48° 23' 42" O	5	0,0	0	0	100	0
	CR1	cerrado ralo	19° 12' 21" S/48° 50' 59" O	118	1,3	140,1	30	30	40
	CR3	cerrado ralo	19° 10' 13" S/48° 50' 59" O	29	13,7	358,1	50	50	0
	CD1	cerradão	17° 49' 44" S/48° 41' 50" O	102	78,0	856,3	100	0	0
Clube Caça e Pesca Itororó – Uberlândia (MG)	VE2	vereda	17° 49' 14" S/48° 42' 45" O	0	0,0	0	0	100	0
	CE5	cerrado denso	17° 47' 06" S/48° 40' 04" O	72	46,8	605,1	80	10	10
Estação Ecológica do Panga – Uberlândia (MG)	CR2	cerrado ralo	17° 46' 21" S/48° 39' 14" O	39	1,1	307,1	10	70	10
	CE4	cerrado denso	19°10'44.63"S/ 48°23'50"O	31	72,3	764,3	100	0	0
	CD3	cerradão	18° 59' 16" S/48° 18' 02" O	44	86,7	1131,3	100	0	2
Fazenda Salto e Ponte I – Uberlândia (MG)	CE2	cerrado denso	19° 12' 30" S/48° 49' 12" O	45	61,9	713,7	100	0	0
Fazenda Vertente Grande – Prata (MG)	CE3	cerrado denso	19° 08' 14" S/48° 40' 29" O	63	71,67	519,15	72	19	9
Fazenda Buriti dos Bois – Uberlândia (MG)	CD2	cerradão	19° 00.053' S/48° 18.634' O	71	72,76	1256,8	100	0	0

Análise dos dados

Para as análises dos dados, foram consideradas 22 amostras para cada parcela, sendo 20 amostras de pitfall e duas amostras de Winkler, com exceção das parcelas nas áreas de vereda (20 amostras para cada parcela), onde não foram realizadas coletas com extratores de Winkler.

Foi comparado o número total de espécies encontrado na vereda, no cerrado ralo, no cerrado denso e no cerradão usando curvas de rarefação (Gotelli & Colwell 2001). Este é considerado um método robusto para comparação da diversidade de espécies, já que leva em conta diferenças no esforço amostral em diferentes locais (Gotelli & Colwell 2001). O número esperado de espécies em cada parcela ou tipo de hábitat foi determinado usando-se o estimador de riqueza Jackknife1. Estas análises foram feitas usando o programa EstimateS 6.0b2 (Colwell 2000).

Para avaliar a influência das variáveis medidas (cobertura de capim, cobertura de serapilheira, biomassa de serapilheira, solo exposto, densidade arbustivo-arbórea e cobertura arbórea) sobre a riqueza de espécies de formigas, foi utilizada a análise de correlação de Spearman. Não foi possível usar regressão múltipla devido às variáveis ambientais estarem correlacionadas.

Para determinar a similaridade na composição de espécies entre as parcelas, foi calculado o índice de Bray-Curtis tendo como base a frequência relativa de cada espécie em cada parcela considerando apenas as coletas com os pitfalls. Com estes dados foi feita uma análise de clusters com o método *average* de ligação usando o programa SYSTAT 10.2 (SPSS 2000). A associação de todas as espécies de formigas (coletadas com as armadilhas pitfall e os extratores de Winkler) com os grupos de hábitats derivados da análise de cluster foi avaliada usando o Métodos de Valores Indicadores (IndVal) de Dufrene and Legendre (1997). Os valores indicadores vão de zero (sem indicação) a 100% de indicação, e a

significância destes valores foi determinada usando testes Monte Carlo (499 interações e nível de significância = 0,05). Para verificar quais variáveis ambientais estão relacionadas com a composição de espécies nas diferentes parcelas amostrais, utilizamos a análise de escalonamento multidimensional não-métrico (NMS) e posteriormente o *joint plot*, que relaciona os escores da ordenação com as variáveis. Foram consideradas como significativas as relações com valor $r^2 \geq 0,3$ (McCune & Mefford 2006). A similaridade entre as áreas foi estimada através do índice de Bray-Curtis tendo como base a frequência relativa de cada espécie em cada parcela. Para a análise NMS utilizamos 250 interações e a significância da análise foi testada como a proporção de aleatorizações com stress menor ou igual ao stress observado. Para as análises de espécies indicadoras e NMS utilizamos o programa PC-ORD (McCune & Mefford 2006).

Foi utilizado o programa PARTITION 3.0 (VEECH & CRIST 2006) para separar a diversidade total de espécies (diversidade γ) dentro dos componentes aditivos representados pela diversidade média dentro das comunidades (α) e entre as comunidades (β), expressos pela equação $\gamma = \alpha + \beta$ (Veech et al. 2002). As unidades amostrais foram separadas em dois níveis hierárquicos: Nível 1 = 12 parcelas amostrais e Nível 2 = grupos (clusters) de habitats, resultante da análise de cluster. Ao estabelecer dois níveis hierárquicos foram analisados três componentes de diversidade, sendo possível expressar as contribuições proporcionais da diversidade em cada nível. Os componentes foram estabelecidos como α_1 = dentro das 12 parcelas amostradas, β_1 = entre as 12 parcelas e β_2 = entre os grupos de parcelas, sendo que $\gamma = \alpha_1 + \beta_1 + \beta_2$. Os valores observados de diversidade em cada componente foram comparados com os valores esperados baseados na ocorrência aleatória das espécies entre os diferentes componentes (Crist et al. 2003). Utilizei a opção “*individual-based*” para a aleatorização dos dados usando 1000 interações (Crist et al. 2003; Veech & Crist 2006).

Resultados

Riqueza e composição de espécies

No total, foram coletadas 150 espécies ou morfoespécies de formigas pertencentes a 43 gêneros, sendo que 135 espécies foram coletadas nas armadilhas pitfall e 66 espécies foram coletadas com o método de Winkler (ANEXO 1). Myrmicinae foi a subfamília que apresentou maior riqueza, com 82 espécies, seguida de Formicinae, com 27 espécies, e Ponerinae, com 13 espécies. Também foram coletadas espécies pertencentes às subfamílias Dolichoderinae (10 espécies), Ectatomminae (11 espécies), Ecitoninae e Pseudomyrmecinae (ambas com três espécies) e Amblyoponinae (uma espécie). *Pheidole* foi o gênero mais diverso, com 30 espécies (20% do total), seguido por *Camponotus*, com 24 espécies (16% do total). O número de espécies de formigas coletados em cada parcela variou entre 14 e 55 espécies e estes valores representaram de 62 a 78% (média = 70,6%) do número de espécies esperado a ser encontrado em cada parcela (estimador Jackknife de primeira ordem). As variações no número observado de espécies por parcela estiveram positivamente correlacionadas com a cobertura e a biomassa de serapilheira e com a cobertura arbórea, e negativamente correlacionadas com a cobertura de gramíneas (Tabela 2). Já a densidade arbustivo-arbórea e a quantidade de solo exposto não apresentaram uma relação significativa com o número de espécies de formigas por parcela (Tabela 2). Porém, a densidade arbustivo-arbórea foi a única variável ambiental que apresentou uma relação significativa com o número estimado de espécies de formigas nas parcelas (Tabela 2).

Tabela 2. Coeficientes de correlação de Spearman entre as variáveis da vegetação e do solo e o número observado e estimado de espécies nas parcelas amostrais (n = 12). * correlações significativas ($P \leq 0,05$).

Características ambientais	No. observado de espécies	No. estimado de espécies
Densidade arbustivo-arbórea	0.56	0.68*
Cobertura arbórea	0.64*	0.57
Biomassa de serapilheira	0.66*	0.55
Cobertura de serapilheira	0.60*	0.53
Cobertura de capim	-0.60*	-0.54
Solo exposto	0.06	0.19

Combinando-se os dados das diferentes parcelas observou-se maior número de espécies no cerradão do que no cerrado denso e no cerrado ralo e maior número nestes dois últimos do que na vereda (Figura 2). Resultados similares foram obtidos usando-se o estimador Jackknife 1. O número estimado de espécies foi maior no cerradão do que nos demais tipos de vegetação e maior no cerrado denso e cerrado ralo do que na vereda (Fig. 2).

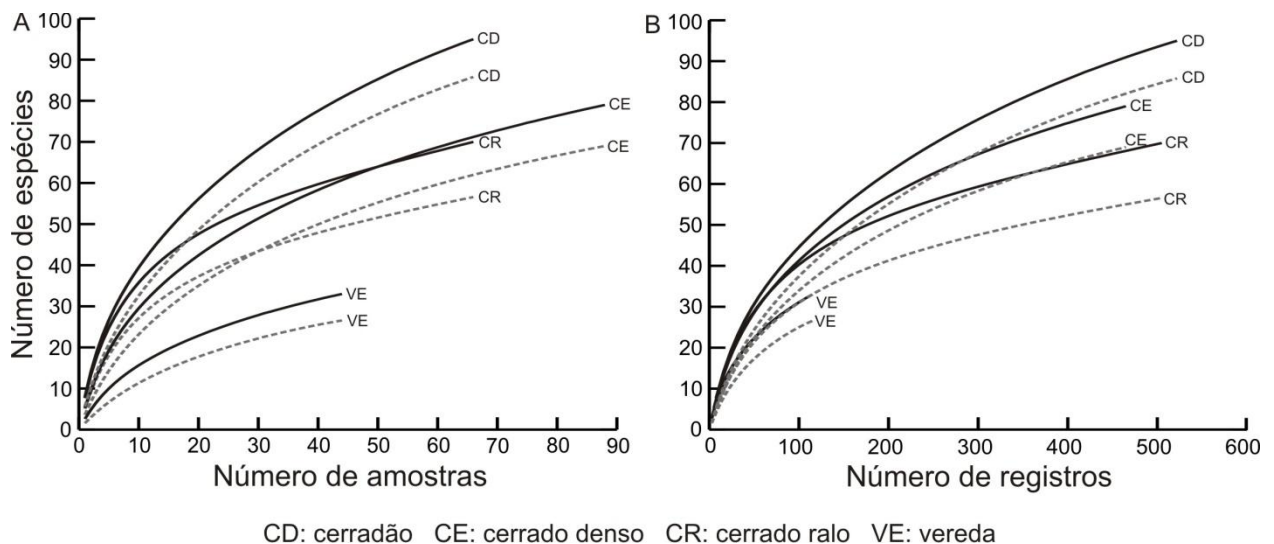


Figura 2. Curvas de rarefação baseadas no número observado de espécies de formigas em função do número de amostras (A) e do número de registros (B) das espécies em quatro tipos de vegetação. As linhas tracejadas correspondem ao intervalo de confiança (-).

A análise de agrupamento sugere a existência de três grupos distintos de parcelas com relação à composição de espécies de formigas (Fig. 3). O primeiro grupo é composto pelas duas parcelas estabelecidas em veredas, o segundo pelas três parcelas em cerrado ralo, enquanto o terceiro e último grupo é composto pelas parcelas no cerrado denso e cerradoão, sugerindo que estes dois últimos habitats abrigam um elevado número de espécies em comum.

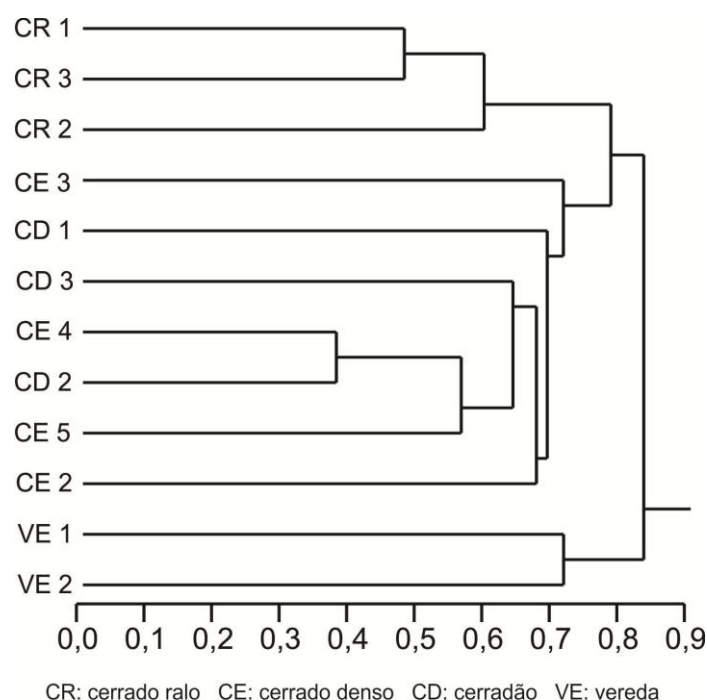
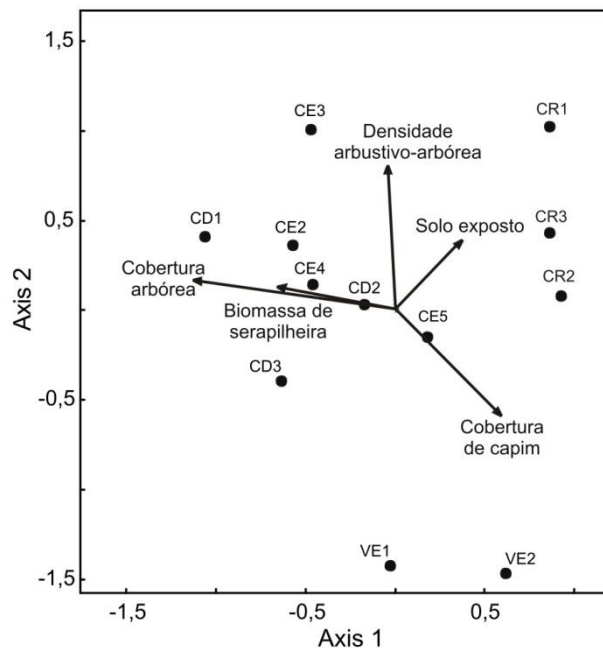


Figura 3. Análise de agrupamento das 12 parcelas amostradas em função da composição de espécies de formigas coletadas nas armadilhas pitfall.

Resultados comparáveis foram obtidos através da análise de ordenação, a qual foi significativamente mais forte do que a esperada ($p = 0,004$) com um stress final de 10,2; sendo que os dois eixos explicaram 81,2% da variação na comunidade. Os resultados mostram que as duas parcelas em vereda são bastante distintas das demais (Fig. 4). Um segundo grupo foi formado pelas parcelas em cerrado ralo, enquanto um grupo maior e mais

heterogêneo foi formado pelas parcelas no cerrado denso ou cerradão (Fig. 4). O posicionamento das parcelas no espaço bi-dimensional da ordenação NMS foi significativamente relacionado com a cobertura arbórea, a cobertura de capim, a quantidade de solo exposto, a biomassa de serapilheira e a densidade arbustivo-arbórea (Tabela 3).



CR: cerrado ralo CE: cerrado denso CD: cerradão VE: vereda

Figura 4. Ordenação das parcelas amostrais em função da composição de espécies de formigas e as variáveis ambientais da vegetação e do solo correlacionadas (r^2 cutoff = 0,3). A direção das setas indica se a variável é positiva ou negativamente relacionada e seu comprimento indica a magnitude da relação.

Tabela 3. Coeficientes de correlação de Pearson entre as características ambientais e os eixos da ordenação nas parcelas amostrais (n = 12).

Características ambientais	Eixos	
	1	2
Densidade arbustivo-arbórea	-0,17	0,73
Cobertura arbórea	-0,87	0,33
Biomassa de serapilheira	-0,66	0,29
Cobertura de capim	0,63	-0,63
Exposição do solo	0,50	0,51

($P \leq 0,05$)

Considerando os três grupos observados na análise de agrupamento (Fig. 3) foi possível determinar as espécies de formigas mais características (indicadoras) de cada grupo (Anexo 1). *Camponotus* sp.5, *Crematogaster rudis*, *Ectatomma opaciventris*, *Dorymyrmex* sp.1, *Forelius* sp.1 e *Camponotus crassus* foram as espécies mais características das parcelas em cerrado ralo (Anexo 1). Já *Trachymyrmex* sp.1, *Linepithema* sp.6, *Pheidole* sp.12, *Nylanderia* sp.1 e *Pheidole* sp.8 estiveram fortemente associadas às áreas com maior cobertura arbórea (cerrado denso e cerradão). Já as parcelas em vereda tiveram como espécies indicadoras *Dorymyrmex* sp.5, *Pheidole* sp.38, *Camponotus rufipes*, *Pheidole* sp.11, *Pachycondyla* sp.3 e *Pachycondyla* sp.2 (Anexo 1).

Contribuição das diversidades alfa e beta para a diversidade regional

A análise de partição de diversidade indicou que a diversidade beta entre os tipos de habitats contribui proporcionalmente mais para a diversidade regional (diversidade $\gamma = 150$ espécies) do que a diversidade alfa (número médio de espécies por parcela) e a diversidade beta entre diferentes parcelas do mesmo habitat. A riqueza média dentro das parcelas (α_1) foi de 37,7 (ou 25,1% do total de espécies). Já a riqueza devido ao *turnover* de espécies entre parcelas do mesmo habitat (β_1) foi de 36,3(24,2% do total) enquanto a riqueza devido ao *turnover* de espécies entre habitats (β_2) foi de 76 (50,7% do total; Fig. 5A). O teste de

aleatorização mostrou que a diversidade α_1 e β_1 foram significativamente menores do que o esperado ($p < 0,001$ e $p = 0,015$, respectivamente), enquanto que β_2 foi significativamente maior do que o esperado ($p < 0,001$) (Fig. 5B).

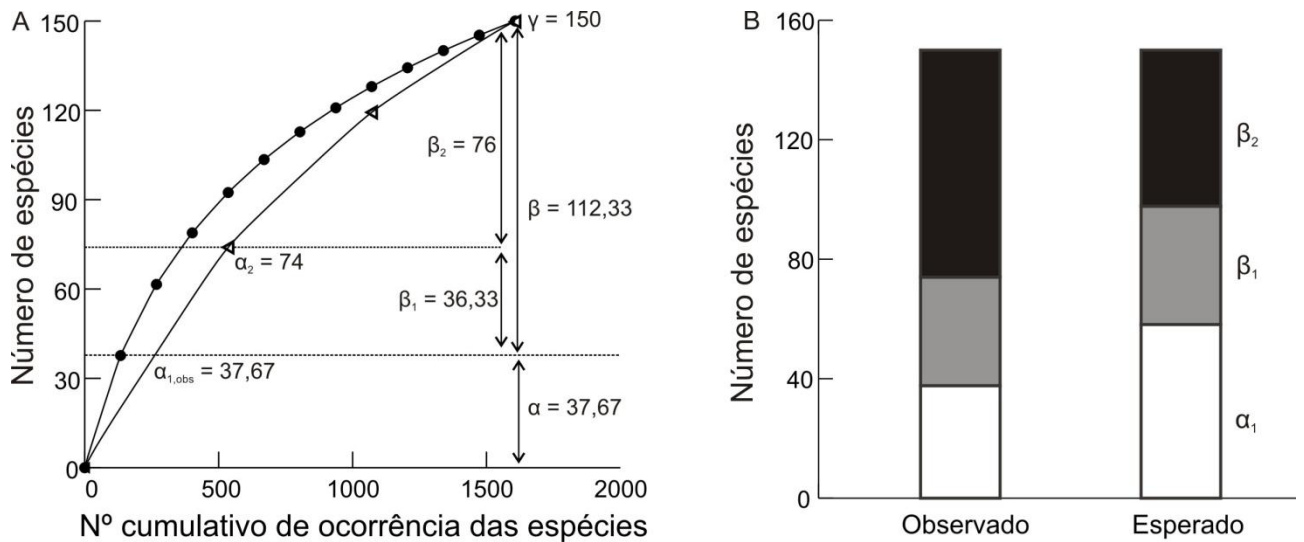


Figura 5. (A) Curva de rarefação baseada no número de registro de espécies nas amostras. Os círculos correspondem as 12 parcelas amostrais e os triângulos correspondem ao conjunto de parcelas de um dado hábitat ou grupo (como definido na análise de agrupamento) de hábitats. (B) Valores observados e esperados da riqueza média de espécies por parcela (α_1), da riqueza devido ao *turnover* de espécies entre parcelas do mesmo hábitat (β_1) e da riqueza devido ao *turnover* de espécies entre hábitats (β_2).

Discussão

Os resultados desse estudo dão apoio à hipótese de heterogeneidade do hábitat (Pianka 1966a; Tews et al. 2004). Houve forte variação no número observado e esperado de espécies de formigas por parcela e parte desta variação parece ser explicada por mudanças na complexidade estrutural entre os hábitats amostrados. Foi observado que locais que apresentaram maior cobertura arbórea e maior biomassa e cobertura de serapilheira apresentaram mais espécies de formigas. Isto por que ambientes com maior variabilidade estrutural apresentam maior disponibilidade de recursos para espécies de formigas generalistas e também uma maior variedade de itens para espécies especialistas, o que diminui

a competição interespecífica e permite que as espécies coexistam (Gardner et al. 1995; Ribas et al. 2003; Sarty et al. 2006). Apesar de muitos estudos mostrarem a importância da interação entre as espécies (ex. competição) na estruturação das comunidades, a maioria delas é constituída de espécies que respondem primariamente às características estruturais do ambiente (ex. Grossman et al. 1982; Ribas & Schoereder 2004).

Uma maior cobertura arbórea e, conseqüentemente, uma maior biomassa e cobertura de serapilheira alteram as condições microclimáticas (temperatura e umidade) e a quantidade de recursos alimentares e de nidificação (Kaspari 1996). A disponibilidade de serapilheira tem sido apontada como um fator regulador de populações de formigas, especialmente para espécies onívoras, predadoras ou cultivadoras de fungos que dependem direta ou indiretamente da serapilheira como fonte de abrigo e nutrientes (Byrne 1994; Kaspari 1996; McGlynn et al. 2009; Yanoviak & Kaspari 2000). De forma similar, a escassez de serapilheira e, conseqüentemente, de recursos para nidificação também foi apontada como um das causas da baixa diversidade de formigas em monoculturas (Armbrecht et al. 2006). Além de afetar indiretamente a comunidade de formigas que nidifica no solo por aumentar a disponibilidade de serapilheira, uma maior cobertura e densidade arbórea representam maior disponibilidade de recursos para as espécies de formigas especializadas em nidificar em árvores (McGlynn 2006). Além disso, a presença de um maior número de espécies nidificando na vegetação pode aumentar o número de espécies no solo, já que muitas espécies com ninhos em árvores forrageiam no solo (Delabie et al. 2007; Vasconcelos & Vilhena 2006). De fato, uma relação positiva entre a estrutura e a densidade da vegetação e a diversidade de formigas arbóreas foram observados em outras áreas do Cerrado brasileiro (Ribas et al. 2003).

No entanto, a relação entre a riqueza de espécies de formigas e as variações ambientais entre os habitats nem sempre é positiva (Lassau & Hochuli 2004). Como observado neste estudo com a cobertura de capim, o efeito negativo da presença de gramíneas na riqueza de

espécies animais tem sido observado tanto em ambientes modificados (ex. pastagens), quanto em ambientes naturais (Gollan et al. 2009). Normalmente, a relação negativa entre a diversidade animal e alguma característica ambiental está relacionada a outros fatores ambientais. Em áreas naturais, as gramíneas podem suprimir o crescimento de espécies arbóreas (Hoffmann & Haridasan 2008; Riginos 2009) ocasionando a simplificação da estrutura da vegetação. Neste caso, a presença de gramíneas está relacionada a uma menor cobertura arbórea e menor disponibilidade de serapilheira (Bestelmeyer & Wiens 2001), apresentando um efeito indireto na riqueza de espécies. Essa relação é particularmente comum entre invertebrados (mas veja Crist et al. 2006), por apresentarem muitas espécies que dependem da vegetação para abrigo e alimentação (Kruess & Tschardtke 2002; Lawton 1983). No caso das formigas, a maioria das espécies de solo é favorecida por alguns fatores como sombreamento e umidade, além de serapilheira.

Através da análise de partição aditiva da diversidade, foi observado que a troca de espécies entre diferentes habitats (diversidade β_2) contribuiu mais para a diversidade regional observada (diversidade γ) do que os outros componentes de diversidade analisados (diversidade α_1 e β_1). O mesmo foi observado em estudo com borboletas em fragmentos campestres (Crist & Veech 2006) e com formigas em áreas naturais de *Pinus* e carvalho na Flórida (Spiesman & Cumming 2008). De fato, alguns estudos afirmam que as comunidades são estruturadas a partir da escala regional para a escala local, baseando-se mais na biogeografia do que nos processos locais (Cornell & Lawton 1992; Niemela et al. 1996). Apesar de não se aplicar a todos os tipos de habitats, a diversidade observada em uma escala maior (regional) seria o efeito combinado da heterogeneidade ambiental em várias escalas menores (locais) (Wagner et al. 2000).

A elevada heterogeneidade de habitats tem sido apontada como promotora de diversidade beta no Cerrado, o que ajudaria a explicar a elevada diversidade de espécies

animais neste bioma (Silva et al. 2006). Dentre os fatores que contribuem para a alta diversidade beta entre diferentes tipos de habitats, estão a limitação de dispersão das espécies e as diferenças na heterogeneidade do habitat (Crist et al. 2006; Crist & Veech 2006). Os resultados deste estudo dão apoio a esta hipótese, já que foi observada uma maior similaridade na composição de espécies de formigas entre parcelas dentro de um mesmo tipo de habitat do que entre parcelas em habitats diferentes. Independentemente da localização das parcelas, a associação preferencial de determinadas espécies de formigas a alguns tipos de habitats deve provavelmente refletir as diferenças nas características estruturais dos habitats. Assim, algumas espécies parecem ser favorecidas por habitats com domínio de gramíneas e com baixa cobertura arbórea, como as veredas, enquanto outras são favorecidas por habitats com maior cobertura arbórea e maior disponibilidade de serapilheira como, por exemplo, o cerrado e o cerradão. Nestes dois últimos habitats foi amostrado um maior número de espécies pertencentes a gêneros comumente encontrados em locais com maior quantidade de serapilheira, como *Hypoponera* e *Strumigenys*, além de diversas espécies crípticas da serapilheira, tais como *Prionopelta* cf. *antillana*, *Typhlomyrmex prolatus* e *Nesomyrmex spininodis*. De forma similar, era de se esperar que os habitats com menor cobertura arbórea abrigassem uma maior proporção de espécies mais adaptadas à insolação (Andersen 1990; King et al. 1998), como as do gênero *Dorymyrmex* (Torres-Contreras & Vasquez 2007). De fato entre as cinco espécies de *Dorymyrmex* registradas neste estudo, três ocorreram nas parcelas de cerrado ralo, sendo *Dorymyrmex* sp. 1 uma espécie indicadora deste tipo de habitat.

Conclusões e implicações para a conservação

Através dos resultados pode-se concluir que, em escala local, a riqueza e a composição de espécies de formigas no Cerrado variam em função das mudanças estruturais entre os

hábitats e que em escala regional, a diversidade de hábitats tem um forte efeito na diversidade de espécies de formigas. Foram observadas variações tanto na riqueza quanto na composição de espécies de formigas entre as parcelas amostradas e tais variações podem ser explicadas pela heterogeneidade ambiental, medida através da complexidade e da variabilidade de recursos. Além disso, a heterogeneidade ambiental permite a associação de algumas espécies a determinados tipos de hábitats resultando em um maior *turnover* de espécies. Ainda, foi observado que a diversidade beta entre os diferentes tipos de hábitats contribui mais a diversidade regional do que a diversidade alfa e a diversidade beta entre as parcelas. Por fim, os resultados deste estudo mostram que a diversidade de hábitats encontrada no Cerrado pode ser considerada o promotor da diversidade de espécies de formigas de solo neste bioma.

Apesar de ser considerado um dos *hotspots* de biodiversidade do mundo, apenas 2,2% da área original do Cerrado encontra-se legalmente protegida (Klink & Machado 2005; Myers et al. 2000). Portanto, novas unidades de conservação precisam ser implementadas com urgência. Como é o caso na maioria dos ecossistemas terrestres, o desmatamento no Cerrado não se dá de forma aleatória. Vegetações associadas a solos mais férteis e terrenos mais planos tendem a ser muito mais afetadas pelo desmatamento (Goodland 1971; Klink & Machado 2005; Ratter et al. 1997), levando a uma provável diminuição na diversidade local de hábitats e de suas espécies associadas. Como observado aqui e em outros estudos (Silva et al. 2006), programas de conservação devem levar em consideração que um dos fatores promotores de biodiversidade é a heterogeneidade de hábitats. Bohning-Gaese (1997) em estudo com aves na Europa, concluíram que a diversidade de espécies está relacionada com a diversidade do ecossistema. O mesmo é observado por Law & Dickman (1998), que discutem a importância de mosaicos para a manutenção de espécies de diferentes grupos de vertebrados. Portanto, assim como em outros ecossistemas, para a conservação e manutenção

da diversidade no Cerrado, deve-se ser contemplado o maior número de tipos de habitats com diferentes estruturas vegetacionais possível.

Referências bibliográficas

- Andersen, A. N. 1990. The of ant communities to evaluate change in Australian terrestrial ecosystems: a review and a recipe. *Proc. Ecol. Soc. Aust.* **16**:347-357.
- Armbrecht, I., I. Perfecto, and E. Silverman. 2006. Limitation of nesting resources for ants in Colombian forests and coffee plantations. *Ecological Entomology* **31**:403-410.
- Bestelmeyer, B. T., D. Agosti, L. E. Alonso, C. R. F. Brandão, W. L. Brown, J. H. C. Delabie, and R. Silvestre. 2000. Field techniques for the study of ground-dwelling ants: an overview, description, and evaluation. Pages 122-144 in D. Agosti, J. D. Majer, L. E. Alonso, and T. R. Schultz, editors. *Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity* Smithsonian Institution Press, Washington and London.
- Bestelmeyer, B. T., and J. A. Wiens. 2001. Ant Biodiversity in Semiarid Landscape Mosaics: The Consequences of Grazing vs. Natural Heterogeneity. *Ecological Applications* **11**:1123-1140.
- Blaum, N., E. Rossmanith, M. Schwager, and F. Jeltsch. 2007. Responses of mammalian carnivores to land use in arid savanna rangelands. *Basic and Applied Ecology* **8**:552-564.
- Boecklen, W. J. 1986. Effects of habitat heterogeneity on the species-area relationships of forest birds. *Journal of Biogeography* **13**:59-68.
- Bohning-Gaese, K. 1997. Determinants of avian species richness at different spatial scales. *Journal of Biogeography* **24**:49-60.
- Bolton, B., G. Alpert, P. S. Ward, and P. Naskrecki. 2007. *Bolton's catalogue of ants of the world: 1758-2005 (CD-ROM)*. Harvard University Press, MA Cambridge.
- Bullock, J. 1996. Plants. Page 352 in W. J. Sutherland, editor. *Ecological Census Techniques*. Cambridge University Press.
- Byrne, M. M. 1994. Ecology of Twig-Dwelling Ants in a Wet Lowland Tropical Forest. *Biotropica* **26**:61-72.
- Clough, Y., D. D. Putra, R. Pitopang, and T. Tschardtke. 2009. Local and landscape factors determine functional bird diversity in Indonesian cacao agroforestry. *Biological Conservation* **142**:1032-1041.

- Colwell, R. K. 2000. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples.
- Cornell, H. V., and J. H. Lawton. 1992. Species interactions, local and regional processes, and limits to the richness of ecological communities - a theoretical perspective. *Journal of Animal Ecology* **61**:1-12.
- Crist, T. O., S. V. Pradhan-Devare, and K. S. Summerville. 2006. Spatial Variation in Insect Community and Species Responses to Habitat Loss and Plant Community Composition. *Oecologia* **147**:510-521.
- Crist, T. O., and J. A. Veech. 2006. Additive partitioning of rarefaction curves and species-area relationships: unifying alpha-, beta- and gamma-diversity with sample size and habitat area. *Ecology Letters* **9**:923-932.
- Crist, T. O., J. A. Veech, J. C. Gering, and K. S. Summerville. 2003. Partitioning species diversity across landscapes and regions: A hierarchical analysis of alpha, beta, and gamma diversity. *American Naturalist* **162**:734-743.
- Davidowitz, G., and M. L. Rosenzweig. 1998. The latitudinal gradient of species diversity among North American grasshoppers (Acrididae) within a single habitat: a test of the spatial heterogeneity hypothesis. *Journal of Biogeography* **25**:553-560.
- Delabie, J. H. C., B. Jahyny, I. C. do Nascimento, C. S. F. Mariano, S. Lacau, S. Campiolo, S. M. Philpott, and M. Leponce. 2007. Contribution of cocoa plantations to the conservation of native ants (Insecta : Hymenoptera : Formicidae) with a special emphasis on the Atlantic Forest fauna of southern Bahia, Brazil. *Biodiversity and Conservation* **16**:2359-2384.
- Dufrene, M., and P. Legendre. 1997. Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* **67**:345-366.
- Engelbrecht, B. M. J., and H. M. Herz. 2001. Evaluation of different methods to estimate understorey light conditions in tropical forests. *Journal of Tropical Ecology* **17**:207-224.
- Fernandes, G. W., F. M. C. Castro, M. L. Faria, E. S. A. Marques, and M. K. B. Greco. 2004. Effects of hygrothermal stress, plant richness, and architecture on mining insect diversity. *Biotropica* **36**:240-247.
- Gardner, S. M., M. R. Cabido, G. R. Valladares, and S. Diaz. 1995. The influence of habitat structure on arthropod diversity in Argentine semiarid chaco forest. *Journal of Vegetation Science* **6**:349-356.

- Gollan, J. R., M. B. Ashcroft, G. Cassis, A. P. Donnelly, and S. A. Lassau. 2009. Testing common habitat-based surrogates of invertebrate diversity in a semi-arid rangeland. *Biodiversity and Conservation* **18**:1147-1159.
- Goodland, R. 1971. Physiognomic Analysis of Cerrado Vegetation of Central Brasil. *Journal of Ecology* **59**:411-&.
- Gotelli, N. J., and R. K. Colwell. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* **4**:379-391.
- Grossman, G. D., P. B. Moyle, and J. O. Whitaker. 1982. Stochastic in structural and functional-characteristics of an indiana stream fish assemblage - a test of community theory. *American Naturalist* **120**:423-454.
- Hoffmann, W. A., and M. Haridasan. 2008. The invasive grass, *Melinis minutiflora*, inhibits tree regeneration in a Neotropical savanna. *Austral Ecology* **33**:29-36.
- Hölldobler, B., and E. O. Wilson 1990. *The ants*. Belknap Press of Harvard University Press., Cambridge, Massachusetts
- Kaspari, M. 1996. Testing resource-based models of patchiness in four Neotropical litter ant assemblages. *Oikos* **76**:443-454.
- King, J. R., A. N. Andersen, and A. D. Cutter. 1998. Ants as bioindicators of habitat disturbance: validation of the functional group model for Australia's humid tropics. *Biodiversity and Conservation* **7**:1627-1638.
- Klink, C. A., and R. B. Machado. 2005. Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conservation Biology* **19**:707-713.
- Kruess, A., and T. Tschardt. 2002. Contrasting responses of plant and insect diversity to variation in grazing intensity. *Biological Conservation* **106**:293-302.
- Lande, R. 1996. Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. *Oikos* **76**:5-13.
- Lassau, S. A., and D. F. Hochuli. 2004. Effects of habitat complexity on ant assemblages. *Ecography* **27**:157-164.
- Law, B. S., and C. R. Dickman. 1998. The use of habitat mosaics by terrestrial vertebrate fauna: implications for conservation and management. *Biodiversity and Conservation* **7**:323-333.
- Lawton, J. H. 1983. Plant architecture and the diversity of phytophagous insects. *Annual Review of Entomology* **28**:23-39.
- Li, H., and J. F. Reynolds. 1995. On definition and quantification of heterogeneity. *Oikos* **73**:280-284.

- McCune, B., and M. J. Mefford. 2006. PC-ORD: Multivariate Analysis of Ecological Data. MjM Software, Glenden Beach, Oregon, U.S.A
- McGlynn, T. P. 2006. Ants on the move: Resource limitation of a litter-nesting ant community in Costa Rica. *Biotropica* **38**:419-427.
- McGlynn, T. P., R. M. Fawcett, and D. A. Clark. 2009. Litter Biomass and Nutrient Determinants of Ant Density, Nest Size, and Growth in a Costa Rican Tropical Wet Forest. *Biotropica* **41**:234-240.
- McIntyre, N. E., J. Rango, W. F. Fagan, and S. H. Faeth. 2001. Ground arthropod community structure in a heterogeneous urban environment. *Landscape and Urban Planning* **52**:257-274.
- Murdoch, W. W., F. C. Evans, and C. H. Peterson. 1972. Diversity and pattern in plants and insects. *Ecology* **53**:819-829.
- Myers, N., R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. B. da Fonseca, and J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* **403**:853-858.
- Niemela, J., Y. Haila, and P. Punttila. 1996. The importance of small-scale heterogeneity in boreal forests: Variation in diversity in forest-floor invertebrates across the succession gradient. *Ecography* **19**:352-368.
- Nogueira, C., G. R. Colli, and M. Martins. 2009. Local richness and distribution of the lizard fauna in natural habitat mosaics of the Brazilian Cerrado. *Austral Ecology* **34**:83-96.
- Oliveira-Filho, A. T., and J. A. Ratter. 2002. Vegetation physiognomies and woody flora of the Cerrado biome. Pages 91-120 in P. S. Oliveira, and R. J. Marquis, editors. *The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna*. Columbia University Press, New York.
- Pianka, E. R. 1966a. Latitudinal Gradients in Species Diversity: A Review of Concepts. *The American Naturalist* **100**:33-46.
- Pianka, E. R. 1966b. Convexity, Desert Lizards, and Spatial Heterogeneity. *Ecology* **47**:1055-1059.
- Ratter, J. A., J. F. Ribeiro, and S. Bridgewater. 1997. The Brazilian cerrado vegetation and threats to its biodiversity. *Annals of Botany* **80**:223-230.
- Ribas, C. R., and J. H. Schoederer. 2004. Determining factors of arboreal ant mosaics in Cerrado vegetation (Hymenoptera : Formicidae). *Sociobiology* **44**:49-68.
- Ribas, C. R., J. H. Schoederer, M. Pic, and S. M. Soares. 2003. Tree heterogeneity, resource availability, and larger scale processes regulating arboreal ant species richness. *Austral Ecology* **28**:305-314.

- Ribeiro, J. F., and B. M. T. Walter. 1998. Fitofisionomias do bioma Cerrado. Page 556 in S. M. Sano, and S. P. Almeida, editors. *Cerrado: ambiente e flora*. EMBRAPA-CPAC.
- Riginos, C. 2009. Grass competition suppresses savanna tree growth across multiple demographic stages. *Ecology* **90**:335-340.
- Sanders, D., H. Nickel, T. Grutzner, and C. Platner. 2008. Habitat structure mediates top-down effects of spiders and ants on herbivores. *Basic and Applied Ecology* **9**:152-160.
- Sarty, M., K. L. Abbott, and P. J. Lester. 2006. Habitat complexity facilitates coexistence in a tropical ant community. *Oecologia* **149**:465-473.
- Silva, J. F., M. R. Farinas, J. M. Felfili, and C. A. Klink. 2006. Spatial heterogeneity, land use and conservation in the cerrado region of Brazil. *Journal of Biogeography* **33**:536-548.
- Spiesman, B. J., and G. S. Cumming. 2008. Communities in context: the influences of multiscale environmental variation on local ant community structure. *Landscape Ecology* **23**:313-325.
- SPSS. 2000. Systat version 10. SPSS Inc. San Francisco, California.
- Tews, J., U. Brose, V. Grimm, K. Tielborger, M. C. Wichmann, M. Schwager, and F. Jeltsch. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography* **31**:79-92.
- Thiollay, J. M. 1990. Comparative diversity of temperate and tropical forest bird communities - the influence of habitat heterogeneity. *Acta Oecologica* **11**:887-911.
- Torres-Contreras, H., and R. A. Vasquez. 2007. Spatial heterogeneity and nestmate encounters affect locomotion and foraging success in the ant *Dorymyrmex goetschi*. *Ethology* **113**:76-86.
- Vadasz, C., A. Nemet, C. Biro, and T. Csorgo. 2008. The effect of reed cutting on the abundance and diversity of breeding passerines. Pages 177-188. Hungarian Natural History Museum.
- Vasconcelos, H. L., and J. M. S. Vilhena. 2006. Species turnover and vertical partitioning of ant assemblages in the Brazilian Amazon: A comparison of forests and savannas. *Biotropica* **38**:100-106.
- Veech, J. A., and T. O. Crist. 2006 PARTITION: software for hierarchical additive partitioning of species diversity. <http://zoology.muohio.edu/partition>.
- Veech, J. A., K. S. Summerville, T. O. Crist, and J. C. Gering. 2002. The additive partitioning of species diversity: recent revival of an old idea. *Oikos* **99**:3-9.

- Vitt, L. J., G. R. Colli, J. P. Caldwell, D. O. Mesquita, A. A. Garda, and F. G. R. Franca. 2007. Detecting variation in microhabitat use in low-diversity lizard assemblages across small-scale habitat gradients. *Journal of Herpetology* **41**:654-663.
- Wagner, H. H., O. Wildi, and K. C. Ewald. 2000. Additive partitioning of plant species diversity in an agricultural mosaic landscape. *Landscape Ecology* **15**:219-227.
- Whittaker, R. H., and S. A. Levin. 1977. The role of mosaic phenomena in natural communities. *Theoretical Population Biology* **12**:117-139.
- Williams, S. E., H. Marsh, and J. Winter. 2002. Spatial scale, species diversity, and habitat structure: Small mammals in Australian tropical rain forest. *Ecology* **83**:1317-1329.
- Yanoviak, S. P., and M. Kaspari. 2000. Community structure and the habitat templet: ants in the tropical forest canopy and litter. *Oikos* **89**:259-266.

Anexo 1

Lista das espécies de formigas e seus valores de associação (Valor indicador, IV, >70% e $P \leq 0,05$) com a vegetação de vereda, cerrado ralo, cerrado denso ou cerradão. Os valores em negrito indicam a qual habitat ou grupo de habitats a espécie é mais associada.

Espécie	Frequência da espécie (% das parcelas)			Valor indicador (%)	P
	cerrado ralo	cerrado denso e cerradão	vereda		
<i>Camponotus</i> sp.5	100	0	0	100	0,0048
<i>Crematogaster rudis</i>	100	0	0	100	0,0048
<i>Ectatomma opaciventris</i>	100	14	0	98	0,0040
<i>Dorymyrmex</i> sp.1	100	29	0	97,9	0,0026
<i>Forelius</i> sp.1	100	43	0	93,5	0,0114
<i>Camponotus crassus</i>	100	71	50	73,3	0,0166
<i>Camponotus</i> sp.3	67	0	0	66,7	0,0620
<i>Pogonomyrmex naegelli</i>	67	0	0	66,7	0,0620
<i>Trachymyrmex</i> sp.5	67	0	0	66,7	0,0620
<i>Trachymyrmex dichrous</i>	67	0	0	66,7	0,0620
<i>Gnamptogenys</i> sp.2	67	0	0	66,7	0,0578
<i>Dorymyrmex</i> sp.3	67	0	0	66,7	0,0574
<i>Solenopsis</i> sp.4	67	0	0	66,7	0,0574
<i>Ectatomma permagnum</i>	100	29	0	62,8	0,1196
<i>Camponotus</i> sp.1	67	29	0	62,2	0,1010
<i>Myrmicocrypta</i> sp.1	67	43	0	54,5	0,1724
<i>Camponotus</i> sp.6	67	14	0	54,5	0,0692
<i>Linepithema</i> sp.2	100	43	50	53,8	0,2611
<i>Camponotus</i> sp.12	67	43	0	51,2	0,2022
<i>Dinoponera</i> sp.1	67	0	50	51,1	0,1238
<i>Pheidole</i> sp.22	67	14	0	47,4	0,1364
<i>Acromyrmex</i> sp.1	67	43	0	47	0,2312
<i>Solenopsis</i> sp.5	67	29	0	46	0,2781
<i>Pheidole</i> sp.1	67	43	0	42,9	0,3101
<i>Ectatomma brunneum</i>	67	14	50	37,6	0,3489
<i>Atta laevigatta</i>	67	57	0	36,4	0,5157
<i>Camponotus</i> sp.22	33	0	0	33,3	0,4185
<i>Camponotus leydgi</i>	33	0	0	33,3	0,4185
<i>Ectatomma</i> sp.05	33	0	0	33,3	0,4185
<i>Pheidole</i> sp.10	33	0	0	33,3	0,4185

Continuação da tabela do Anexo 1.

Espécie	Frequência da espécie (% das parcelas)			Valor indicador (%)	P
	cerrado ralo	cerrado denso e cerrado	vereda		
<i>Pheidole</i> sp.20	33	0	0	33,3	0,4185
<i>Pseudomyrmex termitarus</i>	33	0	0	33,3	0,4185
<i>Camponotus tenuiscapus</i>	33	0	0	33,3	0,4161
<i>Crematogaster</i> sp.5	33	0	0	33,3	0,4161
<i>Pheidole</i> sp.24	33	0	0	33,3	0,4161
<i>Pheidole</i> sp.33	33	0	0	33,3	0,4161
<i>Cyphomyrmex</i> sp.6	33	0	0	33,3	0,4129
<i>Dorymyrmex</i> sp.2	33	0	0	33,3	0,4129
<i>Regeria besuchati</i>	33	0	0	33,3	0,4129
<i>Camponotus</i> sp.21	33	14	0	29,2	0,3723
<i>Labidus</i> sp.2	33	14	0	24,5	0,8358
<i>Cyphomyrmex</i> sp.7	33	29	0	24,1	0,6399
<i>Pheidole</i> sp.25	33	14	0	22,2	1,0000
<i>Mycetarotes parallelus</i>	33	14	0	22	1,0000
<i>Strumigenys</i> sp.3	33	14	0	22	1,0000
<i>Camponotus</i> sp.19	33	14	0	19,4	1,0000
<i>Linepithema</i> sp.3	33	14	0	16,6	1,0000
<i>Trachymyrmex</i> sp.1	0	100	0	100	0,0004
<i>Linepithema</i> sp.6	0	86	0	85,7	0,0082
<i>Pheidole</i> sp.12	0	86	0	85,7	0,0080
<i>Nylanderia</i> sp.1	33	86	0	78	0,0152
<i>Pheidole</i> sp.8	33	86	0	73,5	0,0208
<i>Solenopsis</i> sp.1	67	100	50	64,2	0,0116
<i>Wasmannia</i> sp.1	0	71	0	71,4	0,1110
<i>Pheidole</i> sp.21	0	71	0	71,4	0,0874
<i>Ectatomma edentatum</i>	67	86	0	58,2	0,2236
<i>Apterostigma</i> sp.2	0	57	0	57,1	0,1702
<i>Cyphomyrmex</i> sp.2	0	57	0	57,1	0,1696
<i>Cyphomyrmex</i> sp.1	0	57	0	57,1	0,1672
<i>Pheidole</i> sp.2A	67	100	50	52,7	0,1864
<i>Trachymyrmex</i> sp.4	0	71	50	51,2	0,2537
<i>Brachymyrmex</i> sp.1	100	100	0	50,8	0,1664
<i>Ectatomma lugens</i>	0	57	50	48,9	0,2665
<i>Camponotus lespesii</i>	0	57	50	46,2	0,3071

Continuação da tabela do Anexo 1.

Espécie	Frequência da espécie (% das parcelas)			Valor indicador (%)	P
	cerrado ralo	cerrado denso e cerradoão	vereda		
<i>Pheidole</i> sp.4	100	86	100	45	0,5143
<i>Ochetomyrmex</i> sp.1	33	57	0	44,4	0,3875
<i>Mycocepurus goeldii</i>	100	71	0	42,9	0,5213
<i>Pheidole</i> sp.19	0	43	0	42,9	0,3877
<i>Pyramica</i> cf. <i>schulzi</i>	0	43	0	42,9	0,3235
<i>Pyramica denticulata</i>	0	43	0	42,9	0,3203
<i>Pseudomyrmex tenuis</i>	0	43	0	42,9	0,3167
<i>Pseudomyrmex pallidus</i>	0	43	0	42,9	0,3067
<i>Carebara brevipilosus</i>	0	43	0	42,9	0,3037
<i>Gnamptogenys</i> sp.1	0	43	0	42,9	0,2949
<i>Sericomyrmex luederwaldtii</i>	33	57	0	40,5	0,4423
<i>Pheidole</i> sp.2B	67	57	0	36,8	0,5329
<i>Nylanderia</i> sp.2	33	43	0	34	0,4259
<i>Anochetus</i> sp.1	0	29	0	28,6	0,6835
<i>Hylomyrmex reiteri</i>	0	29	0	28,6	0,6809
<i>Pheidole</i> sp.7	0	29	0	28,6	0,6809
<i>Odontomachus</i> sp.2	0	29	0	28,6	0,6775
<i>Hypoponera foreli</i>	0	29	0	28,6	0,6411
<i>Pachycondyla</i> sp.1	0	29	0	28,6	0,6405
<i>Mycocepurus</i> sp.5	0	29	0	28,6	0,6403
<i>Pheidole</i> sp.3C	0	29	0	28,6	0,6379
<i>Pheidole</i> sp.28	0	29	0	28,6	0,6357
<i>Solenopsis</i> sp.3	33	29	0	15,8	0,9006
<i>Acromyrmex</i> sp.2	0	14	0	14,3	1,0000
<i>Acromyrmex</i> sp.4	0	14	0	14,3	1,0000
<i>Apterostigma</i> sp.1	0	14	0	14,3	1,0000
<i>Camponotus</i> sp.13	0	14	0	14,3	1,0000
<i>Camponotus</i> sp.15	0	14	0	14,3	1,0000
<i>Camponotus</i> sp.23	0	14	0	14,3	1,0000
<i>Camponotus</i> sp.24	0	14	0	14,3	1,0000
<i>Camponotus arboreus</i>	0	14	0	14,3	1,0000
<i>Camponotus blandus</i>	0	14	0	14,3	1,0000
<i>Camponotus cacticus</i>	0	14	0	14,3	1,0000
<i>Crematogaster curvispinosus</i>	0	14	0	14,3	1,0000

Continuação da tabela do Anexo 1.

Espécie	Frequência da espécie (% das parcelas)			Valor indicador (%)	P
	cerrado ralo	cerrado denso e cerradão	vereda		
<i>CreMATogaster limata</i>	0	14	0	14,3	1,0000
<i>Cyphomyrmex</i> sp.4	0	14	0	14,3	1,0000
<i>Dolichoderus</i> sp.1	0	14	0	14,3	1,0000
<i>Ectatomma tuberculatum</i>	0	14	0	14,3	1,0000
<i>Gnamptogenys</i> sp.3	0	14	0	14,3	1,0000
<i>Hypoponera</i> sp.1	0	14	0	14,3	1,0000
<i>Hypoponera</i> sp.2	0	14	0	14,3	1,0000
<i>Hypoponera</i> sp.5	0	14	0	14,3	1,0000
<i>Hypoponera</i> sp.6	0	14	0	14,3	1,0000
<i>Nesomyrmex spininoidis</i>	0	14	0	14,3	1,0000
<i>Mycetophylax</i> sp.2	0	14	0	14,3	1,0000
<i>Mycocepurus smithi</i>	0	14	0	14,3	1,0000
<i>Neivamyrmex</i> sp.1	0	14	0	14,3	1,0000
<i>Oxyepoecus</i> sp.1	0	14	0	14,3	1,0000
<i>Pachycondyla</i> sp.4	0	14	0	14,3	1,0000
<i>Pheidole</i> sp.18	0	14	0	14,3	1,0000
<i>Pheidole</i> sp.26	0	14	0	14,3	1,0000
<i>Pheidole</i> sp.29	0	14	0	14,3	1,0000
<i>Pheidole</i> sp.31	0	14	0	14,3	1,0000
<i>Pheidole</i> sp.35	0	14	0	14,3	1,0000
<i>Pheidole</i> sp.36	0	14	0	14,3	1,0000
<i>Pheidole</i> sp.37	0	14	0	14,3	1,0000
<i>Prionopelta</i> cf. <i>antillana</i>	0	14	0	14,3	1,0000
<i>Solenopsis</i> sp.8	0	14	0	14,3	1,0000
<i>Strumigenys</i> sp.1	0	14	0	14,3	1,0000
<i>Strumigenys</i> sp.4	0	14	0	14,3	1,0000
<i>Trachymyrmex</i> sp.2	0	14	0	14,3	1,0000
<i>Trachymyrmex</i> sp.6	0	14	0	14,3	1,0000
<i>Typhlomyrmex prolatus</i>	0	14	0	14,3	1,0000
<i>Dorymyrmex</i> sp.5	0	0	100	100	0,0150
<i>Pheidole</i> sp.38	0	0	100	100	0,0150
<i>Camponotus rufipes</i>	0	29	100	95,6	0,0118
<i>Pheidole</i> sp.11	67	43	100	77,1	0,0416
<i>Pachycondyla</i> sp.3	0	100	100	76,6	0,0464

Continuação da tabela do Anexo 1.

Espécie	Frequência da espécie (% das parcelas)			Valor indicador (%)	P
	cerrado ralo	cerrado denso e cerradão	vereda		
<i>Pachycondyla</i> sp.2	33	86	100	72,4	0,0156
<i>Pheidole</i> sp.3A	100	86	100	57,3	0,2505
<i>Megalomyrmex pusillus</i>	0	0	50	50	0,1660
<i>Cyphomyrmex</i> sp.5	0	0	50	50	0,1584
<i>Pheidole</i> sp.32	0	0	50	50	0,1584
<i>Solenopsis</i> sp.7	0	0	50	50	0,1584
<i>Labidus</i> sp.1	0	14	50	47,7	0,1692
<i>Camponotus melanoticus</i>	33	29	50	46,6	0,2829
<i>Odontomachus</i> sp.1	0	29	50	42	0,3503
<i>Camponotus atriceps</i>	0	57	50	38,5	0,4861
<i>Linepithema</i> sp.4	0	14	50	38	0,2585
<i>Wasmannia</i> sp.2	33	0	50	36	0,2074
<i>Crematogaster rochai</i>	33	0	50	31,2	0,3149
<i>Camponotus</i> sp.14	67	57	50	28,4	0,9010
<i>Pheidole</i> sp.5	67	14	50	28,4	0,6059
<i>Pheidole</i> sp.3B	33	43	50	27,2	0,7233
<i>Cephalotes pusillus</i>	33	14	50	19,2	0,9702
<i>Camponotus fastigatus</i>	0	14	50	11,9	0,8448

CAPÍTULO 2

O uso de armadilhas subterrâneas para coleta de formigas hipogéicas no Cerrado

Resumo

Os principais objetivos da elaboração de inventários de biodiversidade são a caracterização das comunidades e a obtenção de informações sobre sua distribuição. Devido à sua importância ecológica, as formigas têm sido amplamente utilizadas em estudos de diversidade e apesar do uso de diversos métodos de coleta para amostrar um maior número de espécies possíveis, todos eles apresentam alguma limitação. As espécies de formigas hipogéicas, aquelas que nidificam e forrageiam preferencialmente abaixo da superfície do solo, são as mais negligenciadas em inventários devido à dificuldade de coleta no subsolo e a ineficiência das metodologias convencionais. Com isso, alguns métodos de coleta no subsolo têm sido propostos em diversos ecossistemas. Assim, os objetivos deste estudo foram determinar se a eficiência de coleta de armadilhas subterrâneas varia em função da profundidade, tempo de exposição ou uso de atrativos adicionais e se o uso de armadilhas subterrâneas é eficiente para a coleta de espécies raramente coletadas por pitfall de superfície no Cerrado Brasileiro. As coletas foram realizadas em áreas de monocultura, nas reservas naturais adjacentes e em uma unidade de conservação localizadas em Uberlândia (MG) e Monte Alegre de Minas (MG). Comparou-se a eficiência de coleta de armadilhas colocadas a 20 cm de profundidade com permanência no campo por dois dias ou sete dias, armadilhas enterradas a 20 e a 50 cm de profundidade e das armadilhas enterradas a 20 cm de profundidade com ou sem a adição de óleo de dendê no solo. Junto com as armadilhas de subsolo também foram colocadas armadilhas de superfície. Posteriormente, comparou-se a eficiência de coleta da armadilha subterrânea (20 cm de profundidade, exposta por sete dias e com óleo de dendê) com as armadilhas pitfall colocadas na superfície do solo. Os resultados mostraram que as armadilhas deixadas no campo por sete dias, colocadas a 20 cm de profundidade e o uso do óleo de dendê coletam maior riqueza de espécies de formigas. Porém, não houve diferença entre os diferentes métodos testados em relação ao número de indivíduos. As armadilhas colocadas na superfície coletam aproximadamente de 3 a 5 vezes mais espécies de formigas do que as armadilhas subterrâneas, sendo que a maioria das espécies coletada no subsolo também foi amostrada na superfície. Porém, no subsolo foram coletadas espécies dificilmente encontradas com outras metodologias devido ao seu hábito críptico. As espécies mais frequentes no subsolo não foram coletadas ou apresentam baixa frequência na superfície principalmente em habitats florestais. Através dos resultados obtidos, foi possível propor uma metodologia para a coleta de formigas hipogéicas no Cerrado, podendo ser utilizada como um complemento a outras metodologias. Também foi possível inferir que a coleta de formigas no subsolo é mais representativa em ambientes florestais do que savânicos.

Introdução

Os principais objetivos da elaboração de inventários de biodiversidade são a caracterização das comunidades e a obtenção de informações sobre sua distribuição (Longino & Colwell 1997). Para tanto, diversas técnicas são utilizadas para uma amostragem eficiente, principalmente de grupos hiper-diversos, como os artrópodes (Kim 1993; Longino & Colwell 1997; Samways 1993). Dentre estes se destacam as formigas, por apresentarem ampla distribuição geográfica, alta abundância e riqueza de espécies e ocuparem uma grande variedade de nichos (Holldobler & Wilson 1990). As formigas apresentam importantes funções ecológicas, atuando como herbívoras, dispersoras de sementes e predadoras de outros animais (Folgarait 1998; Holldobler & Wilson 1990). Devido a tais características, este grupo de insetos tem sido amplamente utilizado em estudos de diversidade e como bioindicadores ambientais em estudos de monitoramento (Andersen & Majer 2004).

Todos os métodos de coleta de formigas apresentam limitações já que não é possível amostrar todos os estratos de forrageamento ou nidificação (ex.: solo, vegetação, subsolo) com uma única metodologia resultando, assim, numa amostragem incompleta da fauna do local (Bestelmeyer et al. 2000; Fisher 1999; Longino & Colwell 1997; Romero & Jaffe 1989). Dessa forma, diversos estudos têm utilizado mais de um método de coleta para abranger diferentes estratos, aumentando a eficiência na amostragem (Delabie et al. 2000; Longino & Colwell 1997; Romero & Jaffe 1989). Um exemplo é o método de Winkler (Besuchet et al. 1987; Fisher 1999), eficiente na coleta de formigas de serapilheira (Olson 1991) e que tem sido empregado em diversos ecossistemas juntamente com outras metodologias, como as armadilhas do tipo pitfall, que são amplamente utilizadas para a coleta de formigas de solo (Romero & Jaffe 1989). A combinação destas metodologias, por exemplo, permitiu uma maior amostragem de espécies de formigas crípticas de serapilheira, raramente coletadas

apenas com as armadilhas pitfall (Bestelmeyer et al. 2000; Longino et al. 2002) e com outras metodologias, como isca e coleta manual.

Tanto as armadilhas pitfall quanto o método de Winkler eventualmente coletam espécies hipogéicas, que nidificam e forrageiam abaixo da superfície do solo. No entanto, a raridade de espécies hipogéicas na maioria dos inventários denota a ineficiência das metodologias convencionais, uma vez que as espécies hipogéicas raramente forrageiam na superfície. Um exemplo disso é a recente descoberta da espécie *Martialis heureka* coletada na serapilheira e em amostra de solo (Rabeling et al. 2008). A raridade dessa espécie pode ser atribuída, provavelmente, à falta de amostragem no subsolo, já que esta espécie apresenta hábito tipicamente hipogéico (Rabeling et al. 2008). Assim, com o intuito de amostrar um maior número de espécies hipogéicas, alguns estudos têm incluído em seu protocolo de coletas metodologias como, por exemplo, a coleta de amostras de solo para posterior extração das formigas manualmente (Delabie *et al.* 2000; Vasconcelos & Delabie 2000), com funis de Berlese (Lynch et al. 1988) ou com extratores de Winkler (Silva & Silvestre 2004).

Mais recentemente, alguns métodos menos laboriosos e que demandam menos investimento de tempo para a coleta de formigas hipogéicas foram propostos. Entre eles está o uso de armadilhas denominadas sondas (*subterranean probe*) (Wilkie et al. 2007) e de armadilhas pitfall subterrâneas (Andersen & Brault 2010; Berghoff et al. 2003; Fowler & Delabie 1995; Schmidt & Solar 2010; Wilkie et al. 2007). Com o uso dessas metodologias tem havido novos registros de distribuição e a descoberta de novas espécies (Andersen & Brault 2010; Wilkie et al. 2007). Um exemplo é a coleta da *Simopelta minima*, uma espécie até então considerada extinta e que foi coletada recentemente com armadilhas pitfall subterrâneas (Brandão *et al.* 2008; Schmidt & Solar 2010). Nesse sentido, o estudo da fauna de formigas hipogéicas tem sido considerado como a “última fronteira” para estudos da diversidade de formigas (Wilkie et al. 2007).

Levantamentos sistemáticos de formigas hipogéicas foram realizados na Floresta Amazônica (Wilkie et al. 2007), na Mata Atlântica (Schmidt & Solar 2010) e em florestas do norte da Austrália (Andersen & Brault 2010). Porém, não há estudos similares em savanas tropicais como, por exemplo, as savanas do Cerrado Brasileiro, cuja mirmecofauna é bastante diversa (Campos et al. 2011; Lopes & Vasconcelos 2008). Da mesma forma, embora vários estudos tenham utilizado as armadilhas pitfall subterrâneas (Andersen & Brault 2010; Berghoff et al. 2003; Fowler & Delabie 1995; Schmidt & Solar 2010; Wilkie et al. 2007) não existem informações sobre se o tempo de permanência das armadilhas em campo, a profundidade em que estas são colocadas e/ou o tipo de atrativo utilizado afetam ou não a eficiência de coleta. Assim, os objetivos deste estudo foram (1) determinar se a eficiência de coleta de armadilhas subterrâneas varia em função da profundidade, tempo de exposição ou uso de atrativos adicionais e (2) se o uso de armadilhas subterrâneas é eficiente para a coleta de espécies raramente coletadas por pitfall de superfície em agrossistemas e ecossistemas naturais do Cerrado.

Métodos

Área de estudo

Os testes sobre a eficiência de coleta em função da profundidade, tempo de exposição ou uso de atrativos adicionais foram realizados em três áreas próximas a Uberlândia, MG (18° 56' 38''S, 48° 18' 39''O). São estas: a Fazenda Experimental Água Limpa (doravante FAL), Fazenda Sucupira (FS) e a Estação Ecológica do Panga (EEP). A região tem um clima subtropical caracterizado por um inverno seco durante os meses de maio a agosto e um verão chuvoso, geralmente de setembro a abril, com precipitação anual de 1600 mm e temperatura média anual de 20 – 25 °C (Rosa et al. 1991). Todas as áreas de coleta estão dentro do ecossistema Cerrado, caracterizado como um mosaico de fitofisionomias que abrange além de

savanas, que é a vegetação dominante, campos e florestas (Batalha 2011). Na FAL e na FS as coletas foram realizadas em área de monocultura de soja e na reserva natural adjacente de cada área. A vegetação da reserva da FAL é um cerrado ralo (fisionomia savânica), caracterizado pelo predomínio de arbustos, árvores de até 3 m de altura e gramíneas, enquanto a vegetação da reserva da FS é um cerradão (fisionomia florestal), apresentando solo coberto por uma densa camada de serapilheira. Já na EEP, as coletas foram realizadas na mata seca semidecídua.

Para comparar a eficiência de coleta da armadilha subterrânea com as armadilhas pitfall na superfície do solo, as coletas foram realizadas em seis áreas de monocultura de milho, soja e sorgo e nas reservas naturais adjacentes. Três áreas estão localizadas em Uberlândia (MG), sendo uma situada na Fazenda Sucupira, uma na Fazenda Experimental Água Limpa e uma na Floresta do Lobo. As outras três áreas estão situadas dentro da Fazenda Gaia, localizada em Monte Alegre de Minas, MG (18° 52' 15" S 48° 52' 51"O). Todas as reservas naturais adjacentes apresentam formações vegetais do Cerrado, variando entre campo ralo, cerrado denso e cerradão.

Armadilhas para coleta das formigas

Comparou-se a eficiência de coleta (riqueza de espécies capturadas e número de indivíduos) das armadilhas colocadas a 20 cm de profundidade com permanência no campo por dois dias ou por sete dias, das armadilhas enterradas a 20 e a 50 cm de profundidade e das armadilhas enterradas a 20 cm de profundidade com ou sem a adição de óleo de dendê no solo ao redor da armadilha (Tabela 1). Em cada local as armadilhas foram dispostas a pelo menos 20 m de distância uma da outra alternando o tipo de armadilha e com exceção daquelas que ficaram no campo por dois dias, todas as outras ficaram expostas no campo por sete dias. Concomitante com as armadilhas subterrâneas, em cada local também foram colocadas armadilhas de superfície para comparação em relação à composição das espécies hipogéicas.

As armadilhas pitfall na superfície eram compostas de copos plásticos de 300 ml preenchidos até 1/3 com álcool a 70% com glicerina e na borda dos copos foram colocados pedaços de sardinha como atrativo para as formigas.

Tabela 1. Número de amostras de cada tipo de armadilha colocada em cada área de coleta.

Área	Armadilhas testadas					
	Superfície	20 cm por 2 dias	20 cm por 7 dias	50 cm	20 cm com óleo	20 cm sem óleo
Fazenda Água Limpa (FAL)	40*	40*	40*	40*	-	-
Fazenda Sucupira (FS)	40*	-	-	-	40*	40*
Estação Ecológica do Panga (EPP)	20	-	-	20	20	20

*armadilhas colocadas na reserva + na monocultura

As armadilhas subterrâneas foram similares às utilizadas por Yamaguchi & Hasegawa (1996) e adaptadas por Schmidt & Solar (2010) e por Andersen & Brault (2010). As armadilhas foram feitas com frascos de plástico de 250 ml com 8,5 cm de altura e 6 cm de diâmetro com tampa (Figura 1). Diferente do que é proposto neste estudo, Schmidt & Solar (2010) utilizaram recipientes de plástico maiores (12 cm de altura e 8 cm de diâmetro) enquanto Andersen & Brault (2010) utilizaram armadilhas menores (4 cm de altura e 1 cm de diâmetro). Na tampa das armadilhas foi colocada uma fita amarrada a uma corda fixada na tampa que ficava exposta acima da superfície após enterrar as armadilhas, de forma a auxiliar na localização e retirada das amostras. Nas laterais dos frascos foram feitos quatro furos de 1 cm situados a 3,5 cm abaixo da tampa do frasco (Fig. 1) de forma a permitir a entrada das formigas dentro das armadilhas. O mesmo foi feito por Schmidt & Solar (2010) para a entrada das formigas nas armadilhas, enquanto as armadilhas utilizadas por Andersen & Brault (2010) continham quatro furos nas laterais com apenas 2 mm de diâmetro. Dentro dos frascos foi colocada isca de sardinha em um recipiente raso de aproximadamente 2,5 cm de diâmetro suspenso por duas hastes coladas na altura dos furos na lateral do frasco (Fig. 1), permitindo o acesso direto das formigas à isca dentro dos frascos. Já nas armadilhas utilizadas por Schmidt

& Solar (2010) as formigas não chegavam às iscas, caindo direto na solução preservante. Abaixo do recipiente com a isca foi colocado álcool a 70 % com glicerina para a preservação das formigas. Tais variações em relação às armadilhas utilizadas nos trabalhos citados acima está relacionada à promover maior eficiência da armadilhas.

Para as armadilhas que continham óleo de dendê, antes de colocar as armadilhas, foi colocado no buraco cavado para instalação da armadilha aproximadamente 20 ml de uma mistura de óleo de dendê (5%) com óleo de soja. O óleo de dendê foi escolhido por ter sido indicado como um atrativo eficiente para a coleta de formigas hipogêicas em estudos na Ásia (Berghoff et al. 2003; Berghoff et al. 2002; Weissflog et al. 2000).

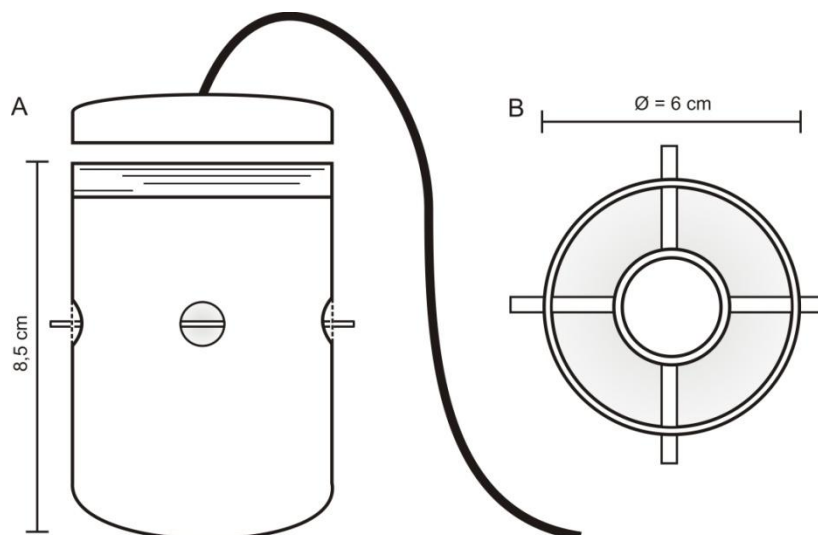


Figura1. Modelo de armadilha utilizada para coleta de formigas no subsolo (A). Imagem do seu interior (B), mostrando o recipiente onde a isca é colocada e as hastes de acesso à isca.

Posteriormente comparou-se a eficiência de coleta das armadilhas subterrâneas a 20 cm de profundidade, expostas no campo por sete dias e com óleo de dendê como atrativo adicional com as armadilhas pitfall convencionais colocadas na superfície do solo. Em cada local de coleta (seis áreas ao todo) foram colocadas 170 armadilhas, sendo 100 armadilhas na

monocultura e 70 armadilhas na reserva adjacente, alternando entre armadilha de superfície e subterrânea, distantes no mínimo 20 m uma da outra. As armadilhas pitfall na superfície foram iguais as descritas anteriormente, também expostas no campo por sete dias. Já as armadilhas subterrâneas foram modificadas pela inclusão de mais quatro furos de 0,5 cm cada na lateral da armadilha de forma a aumentar a superfície de entrada das formigas nas armadilhas. Além disso, a isca de sardinha colocada dentro das armadilhas foi misturada com óleo de dendê, o que ajudou a conservar a isca por mais tempo no campo.

Para evitar que animais arrancassem as armadilhas, foram utilizadas telas de arame (malha 50,8 mm) com dimensão aproximada de 30 cm x 15 cm e fixadas em cima das armadilhas com estacas de madeira colocadas nas pontas da tela. Com o uso das telas no levantamento posterior nas seis áreas, uma proporção menor de armadilhas subterrâneas foi arrancada, sendo perdidas apenas 5,3% das armadilhas na superfície e 1,2% das armadilhas subterrâneas. No entanto, vale ressaltar que além das armadilhas arrancadas, algumas armadilhas colocadas na superfície foram perdidas por terem sido soterradas após chuvas intensas, o que ocorreu principalmente nas monoculturas.

As formigas coletadas neste estudo foram separadas em gênero (Bolton *et al.* 2007) e depois em morfoespécie ou espécie após comparação com material identificado por especialistas e com coleção de referência. Os espécimens estão depositados na Coleção Entomológica da Universidade Federal de Uberlândia.

Análise dos dados

Foram feitas curvas de acumulação de espécies (Gotelli & Colwell 2001) para comparar a riqueza de espécies de formigas avaliando a eficiência de captura por tempo de exposição (dois dias x sete dias), profundidade (20 cm x 50 cm) e atrativo (com óleo de dendê x sem óleo de dendê) e para comparar a eficiência entre as armadilhas subterrâneas e as armadilhas na superfície (Tabela 2). Este é considerado um método robusto para comparação

da diversidade de espécies, já que leva em conta diferenças no esforço amostral em diferentes locais (Gotelli & Colwell 2001). O número esperado de espécies entre as todas as armadilhas testadas foi determinado usando-se o estimador de riqueza Jackknife1. Estas análises foram feitas usando o programa EstimateS 8.2.0 (Colwell 2000) e as curvas de rarefação foram feitas através do programa SYSTAT (SPSS 2000).

Devido a não normalidade dos dados, foi utilizado o teste de Mann-Whitney (U) para verificar a diferença na abundância média das espécies entre todos os tipos de armadilhas (tempo, profundidade e atrativo). Estas análises e os gráficos foram feitas usando o programa SYSTAT (SPSS 2000).

Tabela 2. Locais de coleta onde as armadilhas foram testadas, número de amostras utilizadas para testar o efeito do tempo de exposição, profundidade e uso de atrativos adicionais.

Armadilhas testadas	Locais de coleta	Nº de amostras
tempo (2 dias x 7 dias)	FAL	40 x 40
profundidade (20 cm x 50 cm)	FAL + EEP	60 x 60
atrativo (com óleo x sem óleo)	FS + EEP	50 x 48
armadilhas (subterrânea x superfície)	6 locais (monocultura)	296 x 280
armadilhas (subterrânea x superfície)	6 locais (reserva)	203 x 198

Também foram feitas curvas de acumulação de espécies (Gotelli & Colwell 2001) para comparar as diferenças na eficiência de coleta entre as armadilhas na superfície e as armadilhas subterrâneas nas seis áreas de reserva (70 armadilhas colocadas em cada área) e de monoculturas (100 armadilhas colocadas em cada área) e também separando as áreas de reserva em habitats savânicos e florestais. A classificação fitofisionômica de cada reserva foi feita de acordo com Oliveira-Filho & Ratter (2002) e Ribeiro & Walter (1998).

. Foi utilizado o teste-t para testar a riqueza média de espécies entre as armadilhas subterrâneas e as armadilhas pitfall na superfície nas monoculturas e nas reservas.

A composição de espécies de formigas coletadas na superfície e no subsolo das monoculturas e das reservas e também nos diferentes habitats amostrados (monoculturas, habitats savânicos e habitats florestais) foram verificadas considerando todas as espécies coletadas neste estudo.

Resultados

Eficiência de coleta em função da profundidade, tempo de exposição ou uso de atrativos

Ao verificar a eficiência de coleta em função da profundidade, tempo de exposição e uso de iscas adicionais foram coletadas 136 espécies de formigas pertencentes a 40 gêneros e 9 subfamílias. As armadilhas com permanência no campo por sete dias coletaram mais espécies de formigas do que as armadilhas que ficaram no campo por dois dias (Fig. 2A). Também foram coletadas mais espécies de formigas nas armadilhas enterradas a 20 cm do que a 50 cm de profundidade (Fig. 2B) e nas armadilhas com óleo de dendê em comparação às armadilhas sem óleo (Fig. 2C).

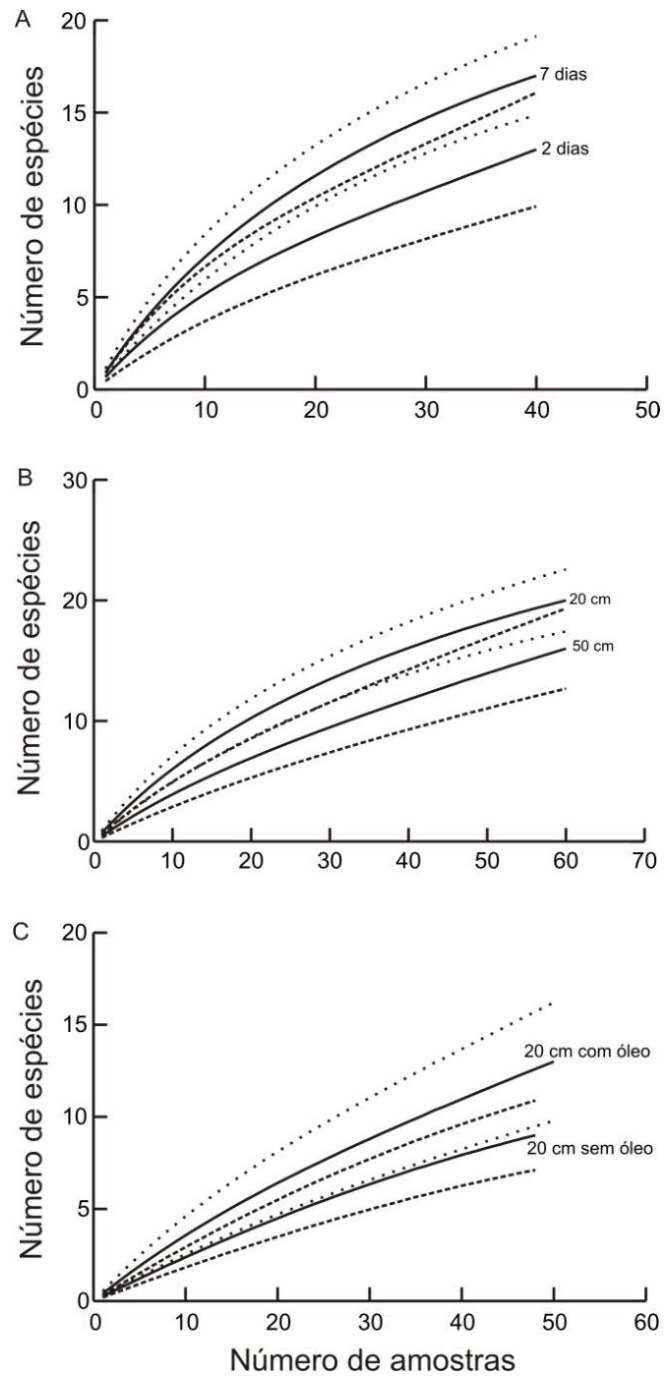


Figura 2. Curvas de acumulação de espécies baseadas em amostras e o número observado (Mao Tau) de espécies de formigas, comparando (A) o tempo de coleta (2 dias e 7 dias) (B) a profundidade (20 cm e a 50 cm) e (C) tipo de isca (com e sem óleo de dendê) em reserva e monocultura. As linhas tracejadas correspondem ao desvio padrão (\pm).

Das armadilhas colocadas a 20 cm de profundidade, de 40% a 79,2% não coletaram nenhuma formiga (Tabela 3). O mesmo ocorreu com as armadilhas colocadas a 50 cm de profundidade em que de 63,3% permaneceram vazias depois de sete dias no campo (Tabela 3). Todas as armadilhas de subsolo testadas coletaram menos de 70% das espécies que eram esperadas serem encontradas (Tabela 3), sendo essa proporção menor nas armadilhas a 20 cm de profundidade com óleo de dendê e a 50 cm de profundidade (Tabela 3).

Tabela 3. Número observado e estimado (Jackknife1) de espécies (\pm desvio padrão), porcentagem do número esperado de espécies que foi coletado, número médio de indivíduos e entre parênteses a amplitude do número de indivíduos expressa pelo menor e maior número de indivíduos e porcentagem de armadilhas sem registro de formigas coletadas em armadilhas pitfall subterrâneas expostas por 2 ou 7 dias, enterradas a 20 ou 50 cm e com uso ou não de óleo de dendê como atrativo adicional.

Tratamento	Nº observado de espécies	Nº esperado de espécies	% de espécies coletadas	Amplitude do nº de indivíduos	% de amostras sem registro de formigas
20 cm 2 dias	13	21,8 \pm 3,0	59,6	71,4 (0 – 1140)	50
20 cm 7 dias	17	24,8 \pm 2,5	68,5	71,9 (0 – 1540)	40
20 cm	20	29,8 \pm 2,9	67,1	79 (0 – 1540)	53,3
50 cm	16	27,8 \pm 3,4	57,6	11,3 (0 – 189)	63,3
20 cm sem óleo	9	14,9 \pm 2,7	60,4	10,8 (0 – 210)	79,2
20 cm com óleo	13	22,8 \pm 3,1	57,0	55,8 (0 – 1152)	68

Além da riqueza, a abundância deve ser considerada um dado importante neste estudo por indicar a atratividade das armadilhas testadas, através do recrutamento de indivíduos. Neste caso, não houve diferença significativa no número médio de indivíduos coletados entre as armadilhas deixadas no campo por dois dias e sete dias ($U = 689$; $P = 0,261$), entre as armadilhas a 20 cm e a 50 cm de profundidade ($U = 1005,5$; $P = 0,228$) e entre as armadilhas com e sem óleo de dendê ($U = 1323,5$; $P = 0,258$).

Eficiência das armadilhas subterrâneas em relação às armadilhas na superfície

Foram coletadas 212 espécies de formigas, sendo 60 espécies encontradas nas armadilhas subterrâneas e 205 espécies nas armadilhas pitfall na superfície. Nas áreas de vegetação nativa (reserva) o número total de espécies coletadas com as armadilhas de superfície foi 4,6 vezes maior do que aquele coletado com as armadilhas subterrâneas (Fig. 3A). Resultado similar foi observado nas monoculturas com 2,6 vezes mais espécies tendo sido coletadas na superfície do solo do que no subsolo (Fig. 3B). O mesmo foi observado utilizando o estimador de riqueza Jackknife 1, sendo que nas reservas foram coletadas 79,8% das espécies esperadas na superfície e 65,7% das espécies esperadas no subsolo (Fig. 3 C). Nas monoculturas foram coletadas 81,4% das espécies esperadas na superfície e 67,3% das espécies esperadas no subsolo (Fig. 3 D). Este padrão se repetiu em todas as seis áreas de estudo, tendo sido o número médio de espécies coletadas na superfície significativamente maior do que no subsolo, tanto na reserva ($t = 13,03$; $gl = 5$; $P < 0,01$) quanto na monocultura ($t = 4,82$; $gl = 5$; $P = 0,005$) (Fig.4).

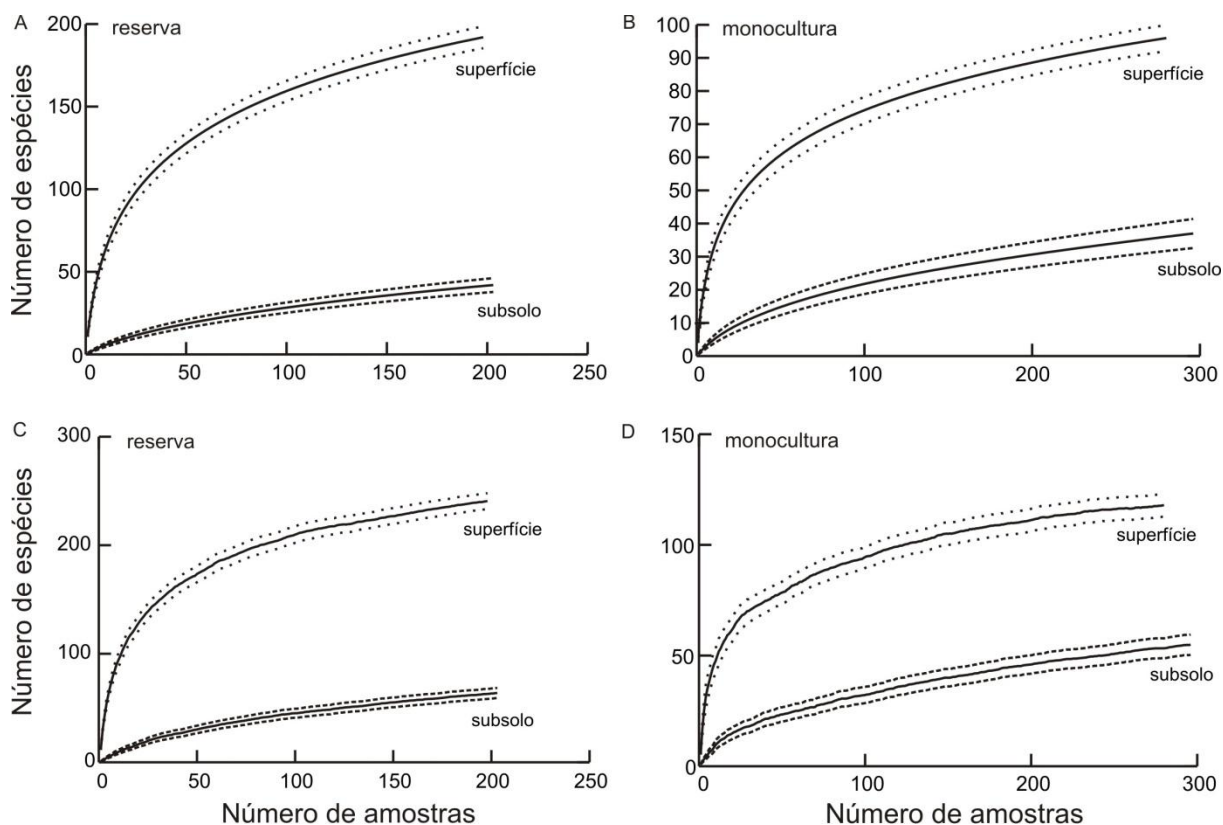


Figura 3. Curvas de acumulação de espécies baseadas em amostras e o número observado (Mao Tau) de espécies de formigas (A e B) e número esperado de espécies de formigas (estimador Jackknife 1) (C e D), comparando armadilhas de superfície e subterrâneas colocadas a 20 cm de profundidade por sete dias e com óleo de dendê em seis reservas e seis monoculturas. As linhas tracejadas correspondem ao desvio padrão (\pm).

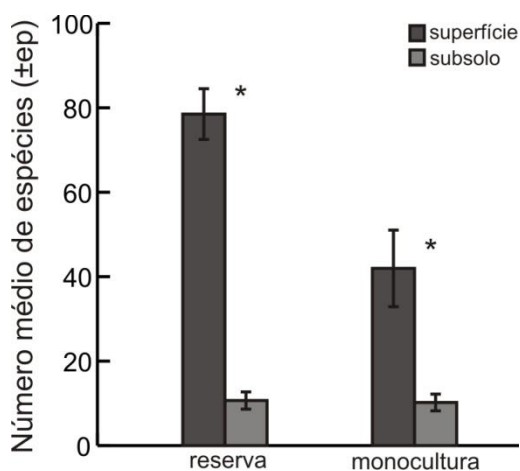


Figura 4. Número médio de espécies de formigas (\pm erro padrão da média) coletado na superfície e no subsolo na reserva e na monocultura das seis áreas de coleta. * $P < 0,05$.

Separando as áreas amostradas de acordo com o tipo de hábitat, foram encontradas 11 espécies de formigas nos habitats savânicos e 164 espécies nos habitats florestais. Nos dois tipos de habitats foram encontradas mais espécies nas armadilhas na superfície do que nas armadilhas subterrâneas (Fig. 5) com aproximadamente 6 e 5 vezes mais espécies na superfície do que no subsolo nos habitats savânicos e florestais, respectivamente (Fig. 5).

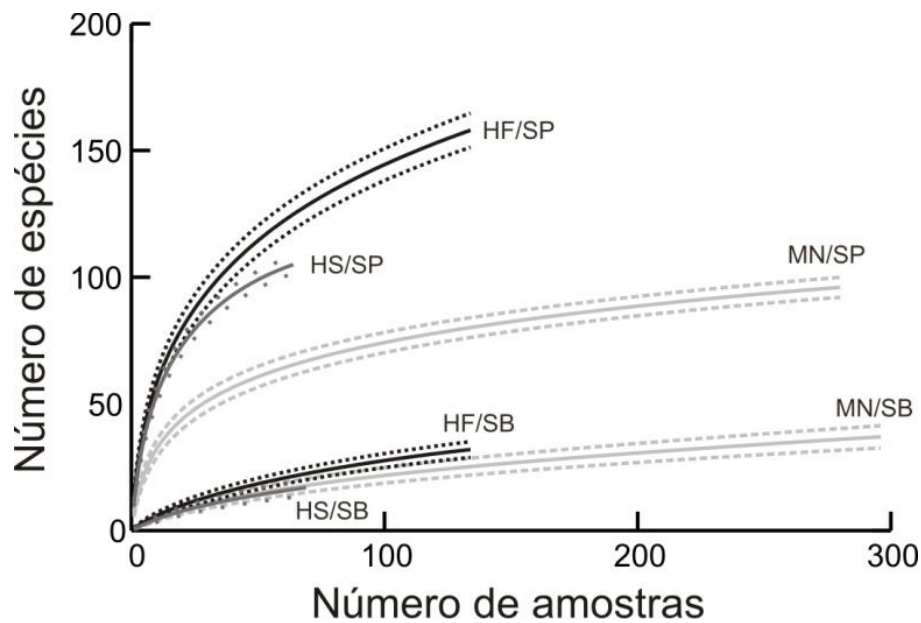


Figura 5. Curvas de acumulação de espécies baseadas em amostras e o número observado (Mao Tau) de espécies de formigas, comparando armadilhas de superfície (SP) e subterrâneas colocadas a 20 cm de profundidade por sete dias e com óleo de dendê (SB), nas monoculturas (MN), nos habitats savânicos (HS) e nos habitats florestais (HF). As linhas tracejadas correspondem ao desvio padrão (\pm).

Composição de espécies hipogêicas no Cerrado

Do total de 231 espécies de formigas coletadas neste estudo, 94,8% (220 espécies) foram coletadas na superfície e 32,5% (75 espécies) no subsolo (Anexo 1). Considerando todos os habitats amostrados, os gêneros que apresentaram maior riqueza na superfície foram *Pheidole*, com 51 espécies e *Camponotus*, com 26 espécies (Anexo 1). As espécies com maior

ocorrência foram *Pheidole oxyops* (281 registros), *Pheidole* sp.1 (203 registros) e *Dorymyrmex* sp.1 (196 registros). O gênero com maior número de espécies no subsolo foi *Pheidole* (25 espécies), seguido de *Solenopsis*, *Hypoconera* e *Ectatomma*, com quatro espécies cada (Anexo 1). As espécies com maior ocorrência nas armadilhas subterrâneas foram *Solenopsis saevissima* (55 registros), *Pheidole oxyops* (41 registros) e *Pheidole* sp.1 (35 registros).

Das 75 espécies coletadas no subsolo apenas 11 espécies (que representam 4,8% do total de espécies coletadas) foram encontradas exclusivamente nas armadilhas subterrâneas, podendo estas ser consideradas espécies hipogêicas especialistas (Anexo 1). Sendo estas uma espécie de correição (*Neivamyrmex punctaticeps*), duas espécies de *Acanthostichus*, três espécies de *Hypoconera*, uma espécie do gênero *Carebara* do grupo *lignata* e as espécies *Oxyepocus inquilinus* e *Pachycondyla guianensis* (Anexo 1). Além destas espécies, *Gnamptogenys haenschi* e *Neivamyrmex bruchi*, também coletadas na superfície, podem ser consideradas espécies hipogêicas especialistas, já que foram coletadas com maior frequência no subsolo.

Nas monoculturas, 4,9% das espécies coletadas no subsolo foram exclusivas desse estrato, sendo elas *Carebara urichi*, *Hypoconera* gr. *punctatissima* sp.1, *Labidus mars*, *Neivamyrmex punctaticeps* e *Wasmannia auropunctata*. Nos habitats savânicos, seis espécies (5,4%) coletadas no subsolo foram exclusivas desse estrato, enquanto que nos habitats florestais apenas 3,7% (também seis espécies) das espécies coletadas no subsolo foram exclusivas desse estrato.

As espécies que apresentaram maior frequência na superfície diferem daquelas espécies mais frequentes no subsolo em todos os habitats amostrados, sendo essa troca de espécies maior nos habitats florestais do que nos habitats savânicos e nas monoculturas (fig.6). As espécies mais frequentes no subsolo na monocultura foram *Solenopsis geminata*

(12,7) e *Pheidole oxyops* (8,4), ambas também freqüentes na superfície (Fig.6). *Neivamyrmex bruchi* e *Pheidole* sp.20 foram as únicas espécies que ocorreram em maior freqüência no subsolo na monocultura do que na superfície e apenas *Labidus mars* foi coletada apenas no subsolo (Fig. 6). Nos habitats savânicos, as espécies mais freqüentes no subsolo foram *Neivamyrmex bruchi*, *Pheidole* sp.8A e *Labidus mars* (Fig.6). Destas espécies, apenas *Pheidole* sp.8A foi mais freqüente na superfície do que no subsolo, enquanto *Labidus mars* foi coletada apenas no subsolo (Fig.6). Já nos habitats florestais a maioria das espécies que apresentou alta freqüência na superfície não ocorreu ou apresentou baixa freqüência no subsolo (Fig.6). A espécie *Pheidole fimbriata* foi a mais freqüente no subsolo, com uma freqüência similar na superfície, seguida de *Neivamyrmex punctaticeps*, que ocorreu apenas no subsolo (Fig. 6).

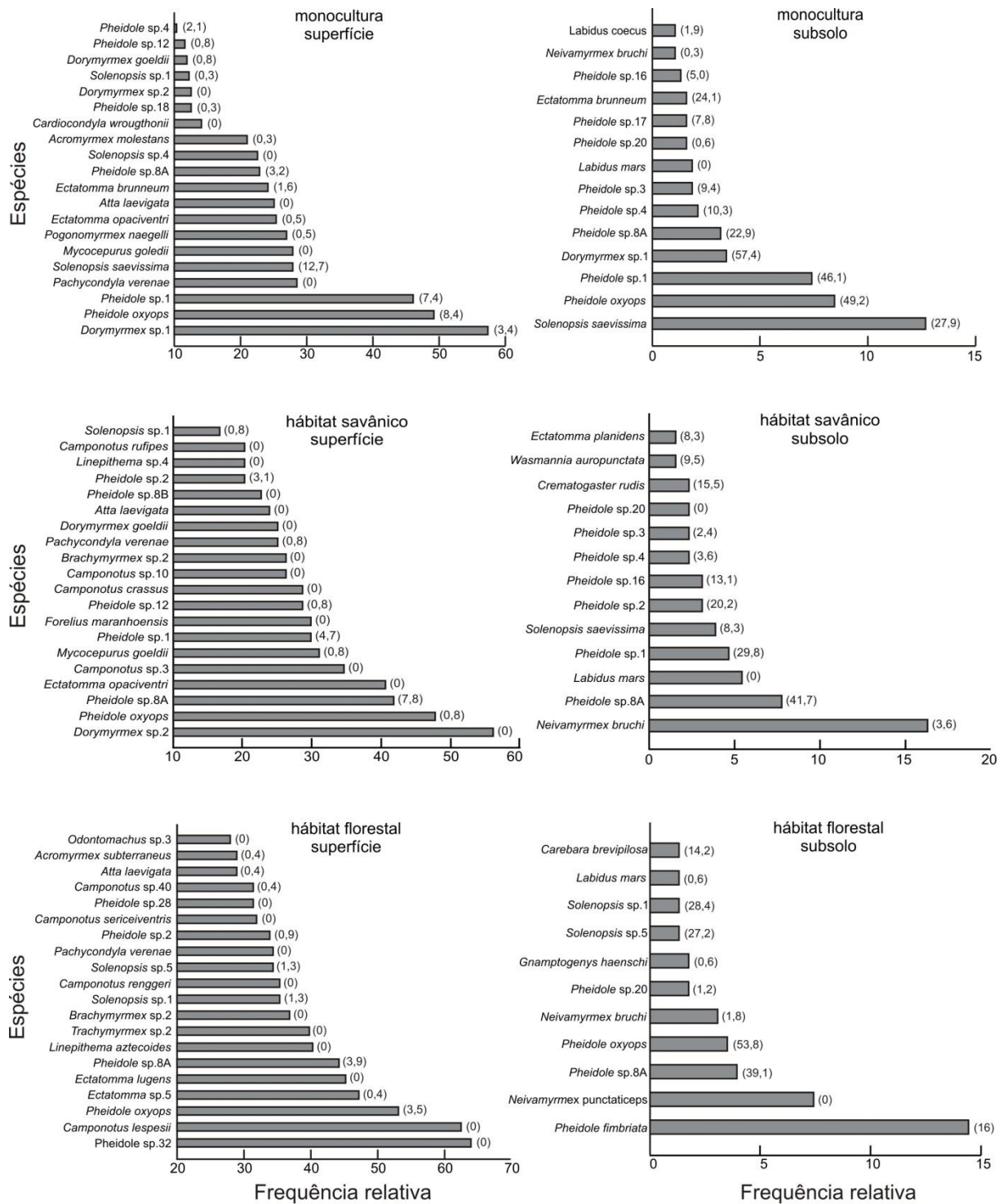


Figura 6. Espécies de formigas com maior frequência relativa na superfície e no subsolo em cada tipo de hábitat.

Os valores em parênteses correspondem à frequência da espécie no outro tipo de armadilhas.

Discussão

Metodologia para coleta de formigas hipogéicas

Este estudo corresponde ao primeiro levantamento sistemático de formigas hipogéicas em diferentes habitats no Cerrado, comparando diferentes métodos para a coleta (tempo, profundidade e isca) para propor um método mais eficiente para coleta de formigas no subsolo. Os resultados mostram que as armadilhas deixadas no campo por sete dias, colocadas a 20 cm de profundidade e o óleo de dendê como atrativo adicional são mais eficientes na coleta de formigas. Já em relação ao número de indivíduos de formigas, não houve diferença entre os diferentes métodos testados.

Levantamentos realizados com armadilhas subterrâneas têm sido eficiente com curto tempo de exposição das armadilhas no campo, o que pode estar relacionado com o tipo de habitat (e.g. floresta ou campo), o tamanho do local amostrado e a riqueza média de formigas do local. Andersen & Brault (2010), por exemplo, observou em levantamento de formigas hipogéicas na Austrália que, dependendo da quantidade de amostras, a permanência das armadilhas no campo por quatro dias é o suficiente para obter uma amostragem efetiva. Já Wilkie *et al.* (2007) encontrou maior riqueza de espécies de formigas após 72 horas de coleta na floresta Amazônica. Schmidt & Solar (2010), em coleta na Mata Atlântica, deixaram as armadilhas subterrâneas no campo por 48 horas para padronizar as coletas com o uso de outras metodologias, como as armadilhas pitfall convencionais.

Os hábitos de forrageamento das espécies hipogéicas e o tempo de recrutamento dos indivíduos podem afetar o número de espécies de formigas coletadas nas armadilhas subterrâneas. Algumas espécies apresentam hábitos de nidificação nômade, com curtos períodos de forrageamento em determinada área e comportamento de forrageamento cíclico, como por exemplo, espécies de formigas da subfamília Ecitoninae. Outros grupos de formigas apresentam colônias com poucos indivíduos, com uma pequena área de forrageamento, como

por exemplo, espécies pertencentes à subfamília Cerapachyinae. Nesse sentido, a permanência das armadilhas no campo por sete dias aumentam a probabilidade de espécies hipogéicas, que apresentam hábitos mais restritos, serem coletadas. Um exemplo foi a coleta das espécies *Acanthostichus* sp.1 e *Acanthostichus* sp.2 em armadilha colocada a 20 cm de profundidade e deixada por sete dias no campo. Espécies do gênero *Acanthostichus* são consideradas predominantemente hipogéicas e são raramente coletadas com as metodologias usuais (Mackay 1996).

Alguns estudos têm mostrado uma maior riqueza de espécies de formigas hipogéicas preferencialmente entre cinco e 25 cm de profundidade tanto através da coleta de amostras de solo (Fowler & Delabie 1995; Vasconcelos & Delabie 2000) quanto com o uso de armadilhas subterrâneas (Andersen & Brault 2010; Schmidt & Solar 2010; Wilkie et al. 2007). Porém, é observado que à profundidades menores de 10 cm de profundidade a composição de espécies de formigas coletadas é similar àquela coletada na superfície, estando a maioria das espécies hipogéicas abaixo dessa profundidade (Andersen & Brault 2010). Wilkie *et al.* (2007) observaram que todas as espécies hipogéicas especialistas coletadas foram encontradas entre 12,5 cm e 25 cm de profundidade. No entanto, foi observado que a diversidade de espécies diminuiu com o aumento da profundidade no solo (Wilkie et al. 2007), corroborando com o resultado encontrado neste estudo. Eventualmente, em determinados habitats no Cerrado, como por exemplo, o cerrado ralo e em ambiente modificados, como as monoculturas, supõem-se que algumas espécies podem nidificar e forragear abaixo de 20 cm de profundidade. Isso por que, devido à menor cobertura vegetal, algumas espécies podem construir ninhos mais profundos para evitar temperaturas mais altas próxima à superfície do solo. Além disso, a falta de cobertura arbórea e o processo de aeragem induzem à construção de ninhos mais profundos para evitar a insolação e destruição dos ninhos, respectivamente.

Para aumentar a eficiência na coleta, aumentando o recrutamento de indivíduos, é utilizada uma grande variedade de substâncias atrativas como iscas. As iscas utilizadas variam em relação ao valor nutricional (proteína e carboidrato), podendo também ser escolhidas em função do estrato estudado. Espécies de formigas de dossel, por exemplo, recrutam mais indivíduos em iscas de proteína provavelmente pela limitação de nitrogênio nesse estrato, enquanto que no solo não existe uma preferência por determinado tipo de isca (Yanoviak & Kaspari 2000). No subsolo, tem-se utilizado armadilhas com iscas de proteína e carboidrato para aumentar a eficiência de coleta e abranger grupos de espécies com diferentes necessidades nutricionais (Wilkie et al. 2007). Andersen & Brault (2010), por exemplo, utilizaram como isca uma mistura de mel, manteiga de amendoim e pasta de peixe. Já Schmidt & Solar (2010) utilizaram apenas mel e sardinha separadas em recipientes diferentes. Porém, em ambos os estudos os diferentes tipos de iscas não foram comparados em relação à eficiência. No entanto, o uso de apenas iscas de proteína, como a sardinha, parece ser eficiente na coleta de formigas no subsolo, uma vez que a maioria das formigas hipogéicas é predadora e neste estudo foram coletadas espécies com hábitos alimentares diferenciados. Diferente do que é comumente proposto como iscas atrativas, Berghoff *et al.* (2002) e Weissflog *et al.* (2000) utilizaram óleo de palmeira para atrair espécies de formigas do gênero *Dorylus* devido ao forte odor e alto valor protéico dessa substância. Berghoff *et al.* (2003) observaram que apesar do óleo não ser eficiente para todas as espécies coletadas no estudo, esse atrativo juntamente com atum representa um método eficiente para a coleta de formigas hipogéicas. Nesse sentido, o uso do óleo de dendê nas armadilhas subterrâneas pode, além de coletar mais espécies de formigas, aumentar o recrutamento de indivíduos de determinados grupos de formigas, como por exemplo, as formigas de correição.

Em relação à praticidade e aplicabilidade, as armadilhas subterrâneas utilizadas neste estudo apresentam baixo custo e são facilmente montadas e instaladas. Porém, a maior

desvantagem é a necessidade de um grande número de amostras para aumentar a chance de mais espécies hipogéicas serem capturadas. Além disso, é recomendado o uso de armadilhas na superfície concomitante com as armadilhas subterrâneas para diferenciar o hábito de forrageamento entre as espécies. Por fim, também é recomendado o uso de uma proteção, como telas de arame, para evitar que as armadilhas sejam arrancadas por animais que são atraídos para as iscas.

Eficiência das armadilhas subterrâneas e a composição de espécies hipogéicas no Cerrado

Os resultados indicam que as armadilhas subterrâneas acrescentam poucas espécies aos inventários quando utilizadas concomitante a outras metodologias, como as armadilhas pitfall na superfície do solo. Isso por que a maioria das espécies coletada no subsolo também foi amostrada com os pitfalls na superfície. No entanto, com o uso das armadilhas subterrâneas foi possível amostrar espécies dificilmente coletadas com outras metodologias devido ao seu hábito críptico, um exemplo, foi o registro de novas espécies na região do estudo e para o Cerrado. Além disso, a frequência das espécies presente no subsolo é diferente daquela encontrada na superfície principalmente em habitats florestais e para determinadas espécies de formigas, como as hipogéicas especialistas.

Wilkie *et al.* (2010) comparou a eficiência da coleta no subsolo com outros métodos de coleta (fogging, pitfall, isca, coleta manual, mini-Winkler e “sondas” subterrâneas) em diferentes estratos na Floresta Amazônica e observaram que as armadilhas pitfall coletam aproximadamente o dobro de espécies (96) das armadilhas no subsolo (48 espécies). Este resultado corrobora com o observado neste estudo tanto para a reserva quanto para a monocultura, em que as armadilhas na superfície são mais eficientes na coleta de espécies de formigas do que as armadilhas subterrâneas. Apesar de Berghoff *et al.* (2003) e Andersen & Brault (2010) não testarem a eficiência das armadilhas subterrâneas, ao comparar com dados

de coletas anteriores é encontrado um maior número de espécies na superfície do solo do que no subsolo. Também corroborando com o que foi encontrado neste estudo, Berghoff *et al.* (2003), Andersen & Brault (2010) e Wilkie *et al.* (2010) concluíram que a maior parte das espécies coletadas no subsolo é coletada nas armadilhas na superfície. Isso porque das 25 espécies de *Pheidole* coletadas no subsolo, 24 espécies foram amostradas na superfície, sendo que as quatro espécies de *Solenopsis* encontradas no subsolo, também foram encontradas na superfície. O mesmo foi observado por Wilkie *et al.* (2007) em que os gêneros *Pheidole* e *Solenopsis*, que apresentaram maior número de espécies nas armadilhas subterrâneas, também foram freqüentes na superfície. Uma justificativa para um alto número de espécies epigéicas no subsolo é o hábito mais generalista na estratégia de forrageamento dessas espécies ou uma maior dominância competitiva no solo (Holldobler & Wilson 1990). Já as espécies que são encontradas em apenas um estrato possuem uma área de forrageamento mais restrita, como as espécies hipogéicas especialistas (Wilkie *et al.* 2007).

Apesar da diferença na riqueza de espécies entre as armadilhas demonstrar que somente um método de coleta seria o suficiente para amostrar grande parte da fauna, nenhuma metodologia amostra todas as espécies possíveis existentes no local (Berghoff *et al.* 2003). Diferentes métodos de coleta utilizados em um mesmo estrato, como por exemplo, coleta manual, iscas no solo e extratores de Winkler podem apresentar alta similaridade na composição de espécies (Gotelli *et al.* 2010). Porém, a composição de espécies de formigas entre estratos (arbóreo, solo e subsolo) parece ser distinta, sendo dificilmente amostrada com apenas um método de coleta principalmente em ambientes com maior complexidade estrutural, como ambientes florestais (Gotelli *et al.* 2010; Wilkie *et al.* 2010). Todos os estudos sistemáticos realizados com armadilhas subterrâneas sugerem uma forte estratificação da fauna de formigas a diferentes profundidades, sendo essa diferença maior entre o solo e o subsolo por coletarem espécies de formigas hipogéicas especialistas não amostradas com

outras metodologias (Andersen & Brault 2010; Berghoff et al. 2003; Schmidt & Solar 2010). Wilkie *et al.* (2007) amostraram 47 espécies de formigas no subsolo na Floresta Amazônica, sendo 19% (nove espécies) coletadas apenas nas armadilhas subterrâneas. Andersen & Brault (2010) coletaram 29 e 15 espécies em dois locais na Austrália, com apenas quatro e sete espécies coletadas exclusivamente no subsolo. Já Schmidt & Solar (2010) encontraram 29 espécies de formigas na Mata Atlântica, porém não utilizaram dados com coleta na superfície para comparação.

No Cerrado, parece não haver uma acentuada estratificação entre a fauna de formigas de solo e subsolo devido à baixa proporção de espécies exclusivamente hipogéicas (4,8%) e ao alto número de espécies epigéicas coletadas no subsolo. No entanto, a diferença na frequência de espécies de formigas entre o solo e o subsolo é mais acentuada ao separar os habitats, sendo mais evidente nos habitats florestais (ex. cerradão e mata mesófila). Tais diferenças na frequência de espécies podem estar relacionadas às mudanças estruturais entre os diferentes habitats encontrado no Cerrado. Pacheco & Vasconcelos (em prep.) observaram que a composição de espécies de formigas no solo e na serapilheira em habitats florestais (ex. cerrado denso e cerradão) é distinta daquela encontrada em ambientes de cerrado (ex. campo cerrado e cerrado sentido restrito). Isso porque os habitats florestais apresentam maior complexidade estrutural e conseqüentemente mais recursos para forrageamento e nidificação das espécies, como por exemplo, maior biomassa de serapilheira. Nesse sentido, é possível que habitats mais complexos estruturalmente, como o cerrado denso, o cerradão e a mata semidecídua, possam apresentar uma maior estratificação entre o solo e o subsolo do que os habitats savânicos, como o campo cerrado. Segundo Schmidt & Solar (2010) uma maior riqueza de espécies tipicamente hipogéicas pode estar associada a locais onde a vegetação tem uma maior complexidade estrutural como a Mata Atlântica e a Floresta Equatorial. Fatores determinantes para a estratificação da fauna de artrópodes incluem fatores abióticos, estrutura

do hábitat e disponibilidade de recursos (Wilkie et al. 2010). Porém, ainda não se sabe quais fatores ambientais afetam a diversidade de formigas no subsolo e influenciam na variação da dieta e do forrageamento entre as espécies que ocupam os diferentes estratos (Wilkie et al. 2010).

São consideradas espécies hipogéicas especialistas aquelas que apresentam morfologia críptica, são desproporcionalmente abundantes nas amostras de subsolo comparado com outras metodologias na superfície, e ocorre mais freqüentemente no subsolo (Andersen & Brault 2010). Nesse sentido, além das espécies registradas apenas no subsolo, espécies como *Pachycondyla guianensis*, *Neivamyrmex bruchi*, *Gnamptogenys haenschi* e *Pheidole fimbriata* também podem ser consideradas hipogéicas especialistas, por apresentarem morfologia críptica e serem mais freqüentes e abundantes no subsolo do que na superfície. Outro exemplo são as espécies *Hypoponera* gr. *punctatissima* sp.1 e *H.* gr. *punctatissima* sp.2, que ocorrem eventualmente na serapilheira, porém forrageiam preferencialmente no subsolo e apresentam características morfológicas típica de espécies hipogéicas especialistas, como por exemplos, olhos reduzidos. No geral, a coleta de formigas no subsolo apresenta vantagens quando o foco é particularmente amostrar determinado grupos de formigas, raramente amostrados ou sub-amostrados com outras metodologias, como por exemplo, espécies da subfamília Ecitoninae e Cerapachinae.

Com o uso das armadilhas subterrâneas foram coletadas seis das sete espécies de correição amostradas, sendo *Labidus mars*, *Neivamyrmex punctaticeps* e *Neivamyrmex bruchi* novos registros para o Cerrado (consulta antweb). Por serem sensíveis à insolação algumas espécies restringem a atividade de forrageamento a determinados horários, enquanto outras espécies forrageiam apenas no subsolo. Dentre as espécies de formigas de correição, *Neivamyrmex* representa o gênero mais diverso (Gotwald 1995), com a maioria das espécies apresentando hábito nômade e críptico em galerias no subsolo (Delabie et al. 2007). Dessa

forma, a sub-amostragem desse gênero em estudos realizados no Cerrado deve-se provavelmente à deficiência das metodologias convencionais. Além disso, o registro das espécies hipogéicas especialistas neste estudo, assim como de outras espécies consideradas raras em outros levantamentos como, por exemplo, *Pachycondyla guianensis* e espécies de correição podem ser um indicativo de que a baixa frequência em coletas deve-se à deficiência das metodologias usuais e não à raridade propriamente. De fato, a utilização das armadilhas subterrâneas tem colocado em questão o status de raridade atribuída a algumas espécies, que pode ser explicado pela sub-amostragem e a deficiência das metodologias convencionais (Brandão *et al.* 2008; Schmidt & Solar 2010). Em outros estudos espécies antes consideradas raras ou ausentes em determinado habitats também têm sido comumente coletadas com o uso de armadilhas subterrâneas. Um exemplo é a espécie *Simopelta minima*, considerada extinta e que foi recentemente coletada por Schmidt & Solar (2010) em armadilha subterrânea.

Conclusões

Apesar de vários estudos utilizarem diversas metodologias para amostrar uma maior diversidade de formigas em diferentes estratos, as espécies hipogéicas têm sido negligenciadas devido à dificuldade de coleta. Assim, através dos resultados obtidos neste estudo é proposto um método para a coleta de formigas hipogéicas no Cerrado utilizando armadilhas pitfall modificadas expostas no campo por sete dias, colocadas a 20 cm de profundidade e adicionando óleo de dendê como atrativo adicional.

Apesar de as armadilhas subterrâneas acrescentarem pouco aos inventários por coletarem mais espécies epigéicas do que espécies hipogéicas especialistas, a coleta no subsolo pode ser realizada como um complemento a outras metodologias. Isto porque foram feitos novos registros de espécies de formigas para o Cerrado e espécies consideradas raras em coleta com metodologias usuais foram coletadas nas armadilhas subterrâneas. As

armadilhas parecem ser particularmente eficientes para ambientes florestais, que apresentam uma maior complexidade estrutural e para a coleta de determinado grupos de formigas, como as espécies da subfamília Ecitoninae. Ainda é possível que, devido ao baixo conhecimento taxonômico e à maior utilização de armadilhas subterrâneas, espécies desconhecidas para a ciência sejam coletadas com maior frequência.

Referências bibliográficas

- Andersen, A. N., and A. Brault. 2010. Exploring a new biodiversity frontier: subterranean ants in northern Australia. *Biodiversity and Conservation* **19**:2741-2750.
- Andersen, A. N., and J. D. Majer. 2004. Ants show the way Down Under: invertebrates as bioindicators in land management. *Frontiers in Ecology and the Environment* **2**:291-298.
- Batalha, M. A. 2011. O cerrado não é um bioma. *Biota Neotropica* **11**.
- Berghoff, S. M., U. Maschwitz, and K. E. Linsenmair. 2003. Hypogaeic and epigaeic ant diversity on Borneo: evaluation of baited sieve buckets as a study method. *Tropical Zoology* **16**:153-163.
- Berghoff, S. M., A. Weissflog, K. E. Linsenmair, R. Hashim, and U. Maschwitz. 2002. Foraging of a hypogaeic army ant: a long neglected majority. *Insectes Sociaux* **49**:133-141.
- Bestelmeyer, B. T., D. Agosti, L. E. Alonso, C. R. F. Brandão, W. L. Brown, J. H. C. Delabie, and R. Silvestre. 2000. Field techniques for the study of ground-dwelling ants: an overview, description, and evaluation. Pages 122-144 in D. Agosti, J. D. Majer, L. E. Alonso, and T. R. Schultz, editors. *Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity* Smithsonian Institution Press, Washington and London.
- Besuchet, C., D. H. Burckhardt, and I. Löbl. 1987. The "Winkler/Moczarski" Elector as an Efficient Extractor for Fungus and Litter Coleoptera. *The Coleopterists Bulletin* **41**:392-394.
- Bolton, B., G. Alpert, P. S. Ward, and P. Naskrecki. 2007. *Bolton's catalogue of ants of the world: 1758-2005 (CD-ROM)*. Harvard University Press, MA Cambridge.
- Brandão, C. R. F., R. M. Feitosa, F. A. Schmidt, and R. R. d. C. Solar. 2008. Rediscovery of the putatively extinct ant species *Simopelta minima* (Brandão) (Hymenoptera,

- Formicidae), with a discussion on rarity and conservation status of ant species. *Revista Brasileira de Entomologia* **52**:480-483.
- Campos, R. I., H. L. Vasconcelos, A. N. Andersen, T. L. M. Frizzo, and K. C. Spena. 2011. Multi-scale ant diversity in savanna woodlands: an inter-continental comparison. *Austral Ecology* **in press**.
- Colwell, R. K. 2000. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples.
- Delabie, J. H. C., B. L. Fisher, J. D. Majer, and I. W. Wright. 2000. Sampling effort and choice of methods. Pages 145-154 in D. Agosti, J. D. Majer, L. E. Alonso, and T. R. Schultz, editors. *Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity* Smithsonian Institution Press, Washington and London.
- Delabie, J. H. C., B. Jahyny, I. C. do Nascimento, C. S. F. Mariano, S. Lacau, S. Campiolo, S. M. Philpott, and M. Leponce. 2007. Contribution of cocoa plantations to the conservation of native ants (Insecta : Hymenoptera : Formicidae) with a special emphasis on the Atlantic Forest fauna of southern Bahia, Brazil. *Biodiversity and Conservation* **16**:2359-2384.
- Fisher, B. L. 1999. Improving inventory efficiency: a case study of leaf-litter ant diversity in Madagascar. *Ecological Applications* **9**:714-731.
- Folgarait, P. J. 1998. Ant biodiversity and its relationship to ecosystem functioning: a review. *Biodiversity and Conservation* **7**:1221-1244.
- Fowler, H. F., and J. H. C. Delabie. 1995. División de recursos entre hormigas epigeicas e hipogeicas (Hymenoptera: Formicidae) en una plantación de cacao en Brasil. *Ecologia Austral* **15**:117-124.
- Gotelli, N. J., and R. K. Colwell. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* **4**:379-391.
- Gotelli, N. J., A. M. Ellison, R. R. Dunn, and N. J. Sanders. 2010. Counting ants (Hymenoptera: Formicidae): biodiversity sampling and statistical analysis for myrmecologists. *Myrmecological News* **15**:13-19.
- Gotwald, W. H. 1995. *Army ants: the biology of social predation*. Cornell University.
- Holldobler, B., and E. Wilson 1990. *The ants*. Belknap Press of Harvard University Cambridge, MA.
- Kim, K. C. 1993. Biodiversity, conservation and inventory: why insects matter. *Biodiversity and Conservation* **2**:191-214.

- Longino, J. T., J. Coddington, and R. K. Colwell. 2002. The ant fauna of a tropical rain forest: Estimating species richness three different ways. *Ecology* **83**:689-702.
- Longino, J. T., and R. K. Colwell. 1997. Biodiversity assessment using structured inventory: Capturing the ant fauna of a tropical rain forest. *Ecological Applications* **7**:1263-1277.
- Lopes, C. T., and H. L. Vasconcelos. 2008. Evaluation of three methods for sampling ground-dwelling ants in the Brazilian cerrado. *Neotropical Entomology* **37**:399-405.
- Lynch, J. F., A. K. Johnson, and E. C. Balinsky. 1988. Spatial and Temporal Variation in the Abundance and Diversity of Ants (Hymenoptera: Formicidae) in the Soil and Litter Layers of a Maryland Forest. *American Midland Naturalist* **119**:31-44.
- Mackay, W. P. 1996. A revision of the ant genus *Acanthostichus* (Hymenoptera: Formicidae). *Sociobiology* **27**:129-179.
- Oliveira-Filho, A. T., and J. A. Ratter. 2002. Vegetation physiognomies and woody flora of the Cerrado biome. Pages 91-120 in P. S. Oliveira, and R. J. Marquis, editors. *The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna*. Columbia University Press, New York.
- Olson, D. M. 1991. A Comparison of the Efficacy of Litter Sifting and Pitfall Traps for Sampling Leaf Litter Ants (Hymenoptera, Formicidae) in a Tropical Wet Forest, Costa-Rica. *Biotropica* **23**:166-172.
- Rabeling, C., J. M. Brown, and M. Verhaagh. 2008. Newly discovered sister lineage sheds light on early ant evolution. *PNAS* **105**:14913-14917.
- Ribeiro, J. F., and B. M. T. Walter. 1998. Fitofisionomias do bioma Cerrado. Page 556 in S. M. Sano, and S. P. Almeida, editors. *Cerrado: ambiente e flora*. EMBRAPA-CPAC.
- Romero, H., and K. Jaffe. 1989. A Comparison of Methods for Sampling Ants (Hymenoptera, Formicidae) in Savannas. *Biotropica* **21**:348-352.
- Rosa, R., S. C. Lima, and W. L. Assunção. 1991. Abordagem preliminar das condições climáticas de Uberlândia (MG) *Sociedade & Natureza* **3**:91-108.
- Samways, M. J. 1993. Insects in biodiversity conservation: some perspectives and directives. *Biodiversity and Conservation* **2**:258-282.
- Schmidt, F. A., and R. R. C. Solar. 2010. Hypogaean pitfall traps: methodological advances and remarks to improve the sampling of a hidden ant fauna. *Insectes Sociaux* **57**:261-266.
- Silva, R. R. d., and R. Silvestre. 2004. Riqueza da fauna de formigas (Hymenoptera: Formicidae) que habita as camadas superficiais do solo em Seara, Santa Catarina. *Papéis Avulsos de Zoologia (São Paulo)* **44**:1-11.

- SPSS. 2000. Systat version 10. SPSS Inc. San Francisco, California.
- Vasconcelos, H. L., and J. H. C. Delabie. 2000. Ground ant communities from central Amazonia forest fragments. Pages 59 - 70 in D. Agosti, J. D. Majer, L. E. Alonso, and T. R. Schultz, editors. Sampling ground-dwelling ants: case studies from the world's rain forests. Curtin University School of Environmental Biology, Perth, Australia.
- Weissflog, A., E. Sternheim, W. H. O. Dorow, S. Berghoff, and U. Maschwitz. 2000. How to study subterranean army ants: a novel method for locating and monitoring field populations of the South East Asian army ant *Dorylus (Dichthadia) laevigatus* Smith, 1857 (Formicidae, Dorylinae) with observations on their ecology. *Insectes Sociaux* **47**:317-324.
- Wilkie, K. R., A. Mertl, and J. Traniello. 2007. Biodiversity below ground: probing the subterranean ant fauna of Amazonia. *Naturwissenschaften* **94**:725-731.
- Wilkie, K. T. R., A. L. Mertl, and J. F. A. Traniello. 2010. Species Diversity and Distribution Patterns of the Ants of Amazonian Ecuador. *Plos One* **5**.
- Yamaguchi, T., and M. Hasegawa. 1996. An experiment on ant predation in soil using a new bait trap method. *Ecological Research* **11**:11-16.
- Yanoviak, S. P., and M. Kaspari. 2000. Community Structure and the Habitat Templet: Ants in the Tropical Forest Canopy and Litter. *Oikos* **89**:259-266.

Anexo 1

Lista total das espécies de formigas coletadas na superfície e no subsolo (20 cm e 50 cm de profundidade) nas reservas e nas monoculturas. Os valores correspondem ao número de armadilhas em que a espécie foi registrada e o número total de indivíduos coletados (em parêntesis). As espécies marcadas com (*) indicam aquelas que foram coletadas apenas nas armadilhas subterrâneas.

Espécie	cerrado		cerradão ou mata semidecídua		monocultura		Total
	Superfície	Subsolo	Superfície	Subsolo	Superfície	Subsolo	
	(n = 84)	(n = 129)	(n = 169)	(n = 229)	(n = 319)	(n = 379)	
Subfamília Amblyoponinae							
<i>Prionopelta punctulata</i>			1 (1)		13 (15)	1 (1)	15 (17)
Subfamília Cerapachyinae							
<i>Acanthostichus</i> sp.1*		1 (2)					1 (2)
<i>Acanthostichus</i> sp.2*		1 (1)					1 (1)
Subfamília Dolichoderinae							
<i>Azteca</i> sp.1	2 (11)		3 (3)				5 (14)
<i>Azteca</i> sp.3			2 (8)				2 (8)
<i>Dolichoderus lutosus</i>			3 (3)				3 (3)
<i>Dorymyrmex</i> sp.1	8 (173)	1 (1)	5 (32)		183 (7154)	13 (17)	210 (7377)
<i>Dorymyrmex</i> sp.2	47 (683)		1 (1)		40 (345)		88 (1029)
<i>Dorymyrmex</i> sp.4	5 (12)				8 (16)		13 (28)
<i>Dorymyrmex</i> sp.6	6 (60)		1 (1)		32 (427)	2 (2)	41 (490)
<i>Dorymyrmex</i> sp.7	3 (15)						3 (15)
<i>Dorymyrmex</i> sp.8	1 (1)				4 (5)		5 (6)

Continuação da tabela do Anexo 1.

Espécie	cerrado		cerradão ou mata semidecídua		monocultura		Total
	Superfície	Subsolo	Superfície	Subsolo	Superfície	Subsolo	
	(n = 84)	(n = 129)	(n = 169)	(n = 229)	(n = 319)	(n = 379)	
<i>Dorymyrmex</i> sp.11	1 (1)						1 (1)
<i>Dorymyrmex goeldii</i>	21 (482)		1 (1)		38 (345)	3 (3)	63 (831)
<i>Forelius</i> sp.2	3 (37)		1 (1)		2 (2)		6 (40)
<i>Forelius</i> sp.3	5 (166)				8 (102)		13 (268)
<i>Forelius albiventris</i>	2 (10)				1 (1)		3 (11)
<i>Forelius maranhoensis</i>	25 (182)				7 (22)		32 (204)
<i>Forelius pusillus</i>	1 (2)						1 (2)
<i>Linepithema</i> sp.4	17 (49)		3 (9)		3 (10)		23 (68)
<i>Linepithema</i> sp.5	3 (29)		2 (10)				5 (39)
<i>Linepithema aztecoides</i>	4 (35)		58 (415)		1 (1)		63 (451)
Subfamília Ecitoninae							
<i>Eciton vagans</i>			4 (132)				4 (132)
<i>Labidus coecus</i>	12 (5088)	1 (2)	5 (915)	1 (2)	6 (2292)	4 (107)	29 (8406)
<i>Labidus mars*</i>		7 (17940)	1 (1)	3 (43)		7 (331)	18 (18315)
<i>Labidus praedator</i>			7 (88)	1 (1)			8 (89)
<i>Neivamyrmex punctaticeps *</i>				17 (4099)		1 (1)	18 (4100)
<i>Neivamyrmex bruchi</i>	3 (130)	21 (4534)	3 (722)	7 (7610)	1 (1)	4 (14)	39 (13011)
<i>Neivamyrmex modestus</i>			3 (7)				3 (7)
<i>Neivamyrmex pseudops</i>	2 (2)						2 (2)

Continuação da tabela do Anexo 1.

Espécie	cerrado		cerradão ou mata semidecídua		monocultura		Total
	Superfície	Subsolo	Superfície	Subsolo	Superfície	Subsolo	
	(n = 84)	(n = 129)	(n = 169)	(n = 229)	(n = 319)	(n = 379)	
<i>Nomamyrmex esenbeckii</i>	1 (2)						1 (2)
Subfamília Ectatomminae							
<i>Ectatomma</i> sp.2					7 (12)		7 (12)
<i>Ectatomma</i> sp.5	10 (26)		72 (990)	1 (2)	20 (53)	1 (1)	104 (1072)
<i>Ectatomma brunneum</i>	12 (126)	1 (1)	7 (12)		77 (668)	6 (22)	103 (829)
<i>Ectatomma lugens</i>	4 (14)		68 (612)				72 (626)
<i>Ectatomma opaciventri</i>	34 (123)		2 (2)		81 (344)	2 (2)	119 (471)
<i>Ectatomma permagnum</i>	13 (78)		9 (80)				22 (158)
<i>Ectatomma planidens</i>	7 (223)	2 (4)	3 (134)		24 (104)		36 (465)
<i>Ectatomma tuberculatum</i>	6 (18)		5 (7)				11 (25)
<i>Gnamptogenys</i> sp.1	3 (3)		1 (1)		11 (41)	1 (1)	16 (46)
<i>Gnamptogenys haenschii</i>			1 (1)	4 (199)			5 (200)
<i>Gnamptogenys hartmani</i>			1 (1)				1 (1)
<i>Gnamptogenys regularis</i>	1 (1)		13 (21)				14 (22)
<i>Gnamptogenys striatula</i>			11 (25)				11 (25)
<i>Typhlomyrmex</i> sp.1			2 (2)				2 (2)
Subfamília Formicinae							
<i>Brachymyrmex</i> sp.2	22 (37)		51 (128)		27 (179)	1 (6)	101 (350)
<i>Brachymyrmex</i> sp.4	10 (100)		4 (5)		26 (129)		40 (234)

Continuação da tabela do Anexo 1.

Espécie	cerrado		cerradão ou mata semidecídua		monocultura		Total
	Superfície	Subsolo	Superfície	Subsolo	Superfície	Subsolo	
	(n = 84)	(n = 129)	(n = 169)	(n = 229)	(n = 319)	(n = 379)	
<i>Camponotus</i> sp.3	29 (666)		6 (32)		25 (145)		60 (843)
<i>Camponotus</i> sp.7	13 (89)		1 (1)		2 (2)		16 (92)
<i>Camponotus</i> sp.9	5 (73)				2 (13)		7 (86)
<i>Camponotus</i> sp.10	22 (36)		2 (2)		2 (2)	1 (1)	27 (41)
<i>Camponotus</i> sp.11			23 (398)				23 (398)
<i>Camponotus</i> sp.13	3 (8)		7 (63)		1 (3)		11 (74)
<i>Camponotus</i> sp.15			1 (1)				1 (1)
<i>Camponotus</i> sp.17	1 (5)				1 (7)		2 (12)
<i>Camponotus</i> sp.19			4 (6)				4 (6)
<i>Camponotus</i> sp.22	2 (2)						2 (2)
<i>Camponotus</i> sp.24			2 (43)				2 (43)
<i>Camponotus</i> sp.25			1 (8)				1 (8)
<i>Camponotus</i> sp.27			6 (8)				6 (8)
<i>Camponotus</i> sp.34			1 (5)				1 (5)
<i>Camponotus</i> sp.40	2 (39)	1 (1)	40 (153)	1 (1)	1 (1)		45 (195)
<i>Camponotus arboreus</i>			1 (1)				1 (1)
<i>Camponotus atriceps</i>	3 (39)		28 (397)		1 (3)		32 (439)
<i>Camponotus balzani</i>	1 (2)						1 (2)
<i>Camponotus crassus</i>	24 (208)		5 (40)		2 (2)		31 (250)

Continuação da tabela do Anexo 1.

Espécie	cerrado		cerradão ou mata semidecídua		monocultura		Total
	Superfície	Subsolo	Superfície	Subsolo	Superfície	Subsolo	
	(n = 84)	(n = 129)	(n = 169)	(n = 229)	(n = 319)	(n = 379)	
<i>Camponotus lespesii</i>	2 (7)		103 (743)				105 (750)
<i>Camponotus leydigi</i>	2 (5)		1 (5)		1 (1)		4 (11)
<i>Camponotus melanoticus</i>	7 (86)		8 (94)		2 (2)		17 (182)
<i>Camponotus renggeri</i>	12 (80)		48 (826)		2 (9)		62 (915)
<i>Camponotus rufipes</i>	17 (106)		26 (988)		2 (2)		45 (1096)
<i>Camponotus scissus</i>			1 (4)				1 (4)
<i>Camponotus sericeiventris</i>			41 (2072)		7 (66)		48 (2138)
<i>Nylanderia</i> sp.1	6 (25)		32 (76)				38 (101)
<i>Nylanderia</i> sp.4			1 (1)				1 (1)
Subfamília Myrmicinae							
<i>Acromyrmex</i> sp.6				1 (1)	1 (1)		2 (2)
<i>Acromyrmex</i> sp.7					1 (12)		1 (12)
<i>Acromyrmex landolti balzani</i>	5 (19)				1 (5)		6 (24)
<i>Acromyrmex landolti</i>	2 (5)				4 (6)		6 (11)
<i>Acromyrmex subterraneus molestans</i>			6 (134)		67 (652)	1 (1)	74 (787)
<i>Acromyrmex subterraneus subterraneus</i>			35 (839)	1 (1)	6 (53)		42 (893)
<i>Apterostigma</i> sp.1			2 (2)				2 (2)
<i>Atta laevigata</i>	20 (584)		35 (3029)	1 (1)	80 (2371)		136 (5985)
<i>Atta sexdens</i>			3 (20)				3 (20)

Continuação da tabela do Anexo 1.

Espécie	cerrado		cerradão ou mata semidecídua		monocultura		Total
	Superfície	Subsolo	Superfície	Subsolo	Superfície	Subsolo	
	(n = 84)	(n = 129)	(n = 169)	(n = 229)	(n = 319)	(n = 379)	
<i>Cardiocondyla wroughthonii</i>	4 (8)		3 (5)		45 (195)		52 (208)
<i>Carebara brevopilosa</i>	1 (1)		24 (68)	3 (3)	1 (1)	1 (1)	30 (74)
<i>Carebara gr. lignata</i> sp.1*		1 (1)					1 (1)
<i>Carebara gr. lignata</i> sp.2			1 (2)				1 (2)
<i>Carebara urichi</i>			5 (7)			1 (1)	6 (8)
<i>Cephalotes</i> sp.3			1 (1)				1 (1)
<i>Cephalotes</i> sp.5			1 (1)				1 (1)
<i>Cephalotes</i> sp.6			1 (1)				1 (1)
<i>Cephalotes clypeatus</i>			1 (18)				1 (18)
<i>Cephalotes eduardulli</i>			2 (2)				2 (2)
<i>Cephalotes pellans</i>			3 (3)				3 (3)
<i>Cephalotes pusillus</i>	7 (36)		15 (90)	2 (2)			24 (128)
<i>Crematogaster</i> sp.3			2 (4)				2 (4)
<i>Crematogaster</i> sp.4	1 (1)		1 (4)				2 (5)
<i>Crematogaster</i> sp.5			1 (1)		1 (1)		2 (2)
<i>Crematogaster</i> sp.6			1 (1)				1 (1)
<i>Crematogaster nitidiceps</i>	2 (2)		20 (721)				22 (723)
<i>Crematogaster rudis</i>	13 (279)	3 (8)			15 (336)	1 (1)	32 (624)
<i>Cyphomyrmex</i> sp.1	3 (5)		1 (1)				4 (6)

Continuação da tabela do Anexo 1.

Espécie	cerrado		cerradão ou mata semidecídua		monocultura		Total
	Superfície	Subsolo	Superfície	Subsolo	Superfície	Subsolo	
	(n = 84)	(n = 129)	(n = 169)	(n = 229)	(n = 319)	(n = 379)	
<i>Cyphomyrmex</i> sp.2			7 (9)				7 (9)
<i>Kalathomyrmex emeryi</i>	1 (2)				8 (15)		9 (17)
<i>Megalomyrmex</i> sp.1	1 (1)						1 (1)
<i>Megalomyrmex pusillus</i>			2 (3)				2 (3)
<i>Mycocepurus goeldii</i>	26 (65)	1 (2)	7 (45)		89 (258)		123 (370)
<i>Mycocepurus cf. smithii</i>	2 (3)	1 (1)	5 (6)		7 (10)		15 (20)
<i>Myrmicocrypta</i> sp.1	6 (9)		1 (6)	1 (1)	3 (7)		11 (23)
<i>Myrmicocrypta</i> sp.2	1 (1)						1 (1)
<i>Mycetagroicus</i> sp.1	3 (7)						3 (7)
<i>Mycetagroicus cerradensis</i>	3 (9)						3 (9)
<i>Mycetarotes</i> sp.1			1 (1)		4 (4)		5 (5)
<i>Nesomyrmex asper</i>			2 (2)				2 (2)
<i>Ochetomyrmex</i> sp.1			1 (1)				1 (1)
<i>Octostruma jheringi</i>	1 (3)	1 (1)					2 (4)
<i>Oxyepoecus</i> sp.2	1 (1)						1 (1)
<i>Oxyepoecus inquilinus*</i>						1 (1)	1 (1)
<i>Pheidole</i> sp.1	25 (995)	6 (9)	31 (2522)	1 (1)	147 (4833)	28 (60)	238 (8420)
<i>Pheidole</i> sp.2	17 (704)	4 (7)	45 (3014)	2 (3)	14 (88)	2 (3)	84 (3819)
<i>Pheidole</i> sp.3	2 (4)	3 (7)	6 (59)		30 (281)	7 (8)	48 (359)

Continuação da tabela do Anexo 1.

Espécie	cerrado		cerradão ou mata semidecídua		monocultura		Total
	Superfície	Subsolo	Superfície	Subsolo	Superfície	Subsolo	
	(n = 84)	(n = 129)	(n = 169)	(n = 229)	(n = 319)	(n = 379)	
<i>Pheidole</i> sp.3B		1 (1)	2 (3)				3 (4)
<i>Pheidole</i> sp.4	3 (35)	3 (5)		1 (1)	33 (555)	8 (52)	48 (648)
<i>Pheidole</i> sp.5	2 (6)		2 (32)		4 (6)	2 (3)	10 (47)
<i>Pheidole</i> sp.8A	35 (626)	10 (33)	66 (3853)	9 (31)	73 (5605)	12 (28)	205 (10176)
<i>Pheidole</i> sp.8B	19 (473)		17 (358)		28 (234)		64 (1065)
<i>Pheidole</i> sp.8C	5 (150)	1 (2)	7 (122)		7 (27)		20 (301)
<i>Pheidole</i> sp.8E	1 (3)				1 (25)		2 (28)
<i>Pheidole</i> sp.10	8 (213)				8 (937)	1 (1)	17 (1151)
<i>Pheidole</i> sp.11B	2 (34)		10 (584)	2 (29)	12 (194)		26 (841)
<i>Pheidole</i> sp.11C			4 (109)		2 (2)		6 (111)
<i>Pheidole</i> sp.12	24 (378)	1 (1)	32 (1161)		37 (232)	3 (4)	97 (1776)
<i>Pheidole</i> sp.13	8 (79)		12 (107)	1 (2)	1 (3)		22 (191)
<i>Pheidole</i> sp.14	1 (45)		1 (5)				2 (50)
<i>Pheidole</i> sp.15	1 (13)		4 (97)		13 (656)		18 (766)
<i>Pheidole</i> sp.16	11 (48)	4 (10)	1 (3)		16 (466)	5 (17)	37 (544)
<i>Pheidole</i> sp.17	2 (87)	1 (2)	1 (23)		25 (853)	6 (10)	35 (975)
<i>Pheidole</i> sp.18	8 (52)				40 (801)	1 (1)	49 (854)
<i>Pheidole</i> sp.20		3 (3)	2 (13)	4 (5)	2 (2)	6 (6)	17 (29)
<i>Pheidole</i> sp.21					17 (84)	1 (1)	18 (85)

Continuação da tabela do Anexo 1.

Espécie	cerrado		cerradão ou mata semidecídua		monocultura		Total
	Superfície	Subsolo	Superfície	Subsolo	Superfície	Subsolo	
	(n = 84)	(n = 129)	(n = 169)	(n = 229)	(n = 319)	(n = 379)	
<i>Pheidole</i> sp.24			2 (726)	2 (27)	4 (2571)		8 (3324)
<i>Pheidole</i> sp.25			27 (558)	2 (3)	1 (1)		30 (562)
<i>Pheidole</i> sp.26			13 (51)				13 (51)
<i>Pheidole</i> sp.27			1 (64)				1 (64)
<i>Pheidole</i> sp.28			40 (602)				40 (602)
<i>Pheidole</i> sp.29			1 (1)		1 (5)		2 (6)
<i>Pheidole</i> sp.30			3 (176)				3 (176)
<i>Pheidole</i> sp.31			1 (12)				1 (12)
<i>Pheidole</i> sp.32	7 (204)		106 (2468)		4 (5)		117 (2677)
<i>Pheidole</i> sp.33			1 (10)	1 (1)			2 (11)
<i>Pheidole</i> sp.33B			5 (34)				5 (34)
<i>Pheidole</i> sp.34	2 (58)		13 (673)				15 (731)
<i>Pheidole</i> sp.36*				2 (3)			2 (3)
<i>Pheidole</i> sp.37			1 (7)				1 (7)
<i>Pheidole</i> sp.38			21 (217)	1 (9)			22 (226)
<i>Pheidole</i> sp.40	5 (133)						5 (133)
<i>Pheidole</i> sp.42	1 (3)				5 (152)		6 (155)
<i>Pheidole</i> sp.43					8 (51)		8 (51)
<i>Pheidole</i> sp.44	2 (17)						2 (17)

Continuação da tabela do Anexo 1.

Espécie	cerrado		cerradão ou mata semidecídua		monocultura		Total
	Superfície	Subsolo	Superfície	Subsolo	Superfície	Subsolo	
	(n = 84)	(n = 129)	(n = 169)	(n = 229)	(n = 319)	(n = 379)	
<i>Pheidole</i> sp.45			1 (2)				1 (2)
<i>Pheidole</i> sp.50			6 (14)		5 (77)		11 (91)
<i>Pheidole</i> sp.51					1 (1)		1 (1)
<i>Pheidole</i> sp.52			1 (1)				1 (1)
<i>Pheidole</i> sp.53					1 (28)		1 (28)
<i>Pheidole</i> sp.54			4 (24)			1 (1)	5 (25)
<i>Pheidole</i> sp.55			1 (70)				1 (70)
<i>Pheidole</i> sp.56	1 (1)		3 (135)				4 (136)
<i>Pheidole</i> sp.60			1 (1)				1 (1)
<i>Pheidole fimbriata</i>			27 (3166)	33 (7733)			60 (10899)
<i>Pheidole oxyops</i>	40 (3192)	1 (2)	84 (11773)	8 (40)	157 (20818)	32 (111)	322 (35936)
<i>Pogonomyrmex naegelli</i>	4 (6)				86 (1512)	2 (2)	92 (1520)
<i>Pyramica</i> sp.2	1 (1)						1 (1)
<i>Pyramica lygatrix</i>					2 (2)		2 (2)
<i>Rogeria besuchati</i>	1 (3)						1 (3)
<i>Sericomyrmex</i> sp.1	10 (18)		4 (5)	1 (1)	1 (1)		16 (25)
<i>Sericomyrmex</i> sp.2			23 (157)	2 (17)			25 (174)
<i>Solenopsis</i> sp.1	14 (37)	1 (1)	48 (131)	3 (3)	39 (754)	1 (6)	106 (932)
<i>Solenopsis</i> sp.2	13 (279)	1 (1)			12 (361)	1 (1)	27 (642)

Continuação da tabela do Anexo 1.

Espécie	cerrado		cerradão ou mata semidecídua		monocultura		Total
	Superfície	Subsolo	Superfície	Subsolo	Superfície	Subsolo	
	(n = 84)	(n = 129)	(n = 169)	(n = 229)	(n = 319)	(n = 379)	
<i>Solenopsis</i> sp.4	13 (117)		11 (125)		72 (1384)		96 (1626)
<i>Solenopsis</i> sp.5	2 (2)		46 (1239)	3 (4)	2 (24)		53 (1269)
<i>Solenopsis</i> sp.6	1 (18)		11 (107)		7 (208)		19 (333)
<i>Solenopsis</i> sp.7	2 (4)		15 (162)		30 (420)		47 (586)
<i>Solenopsis</i> sp.8			1 (1)				1 (1)
<i>Solenopsis</i> sp.9			1 (11)				1 (11)
<i>Solenopsis saevissima</i>	7 (2230)	5 (228)	1 (1)	2 (15)	89 (22882)	48 (507)	152 (25863)
<i>Strumigenys</i> sp.1					1 (1)		1 (1)
<i>Strumigenys</i> sp.2			5 (6)				5 (6)
<i>Tetramorium simillimum</i> *		1 (2)					1 (2)
<i>Trachymyrmex</i> sp.1	9 (11)						9 (11)
<i>Trachymyrmex</i> sp.2	4 (23)		57 (222)				61 (245)
<i>Trachymyrmex</i> sp.4	1 (1)						1 (1)
<i>Trachymyrmex</i> sp.7	1 (10)		2 (10)	1 (2)			4 (22)
<i>Trachymyrmex</i> sp.8			1 (1)				1 (1)
<i>Trachymyrmex</i> sp.9			2 (3)				2 (3)
<i>Trachymyrmex</i> sp.10			1 (2)				1 (2)
<i>Trachymyrmex</i> sp.11					1 (1)		1 (1)
<i>Trachymyrmex</i> sp.12			1 (2)				1 (2)

Continuação da tabela do Anexo 1.

Espécie	cerrado		cerradão ou mata semidecídua		monocultura		Total
	Superfície	Subsolo	Superfície	Subsolo	Superfície	Subsolo	
	(n = 84)	(n = 129)	(n = 169)	(n = 229)	(n = 319)	(n = 379)	
<i>Trachymyrmex</i> sp.13			1 (6)				1 (6)
<i>Trachymyrmex dichrous</i>	5 (16)						5 (16)
<i>Trachymyrmex holmgreni</i>	4 (5)						4 (5)
<i>Wasmannia auropunctata</i>	8 (280)	2 (2)	23 (485)	2 (37)	1 (3)	1 (1)	37 (808)
<i>Wasmannia lutzi</i>			1 (1)				1 (1)
Subfamília Paraponerinae							
<i>Paraponera clavata</i>			2 (2)				2 (2)
Subfamília Ponerinae							
<i>Anochetus</i> sp.1			3 (3)		2 (2)		5 (5)
<i>Hypoponera</i> sp.5*				1 (1)			1 (1)
<i>Hypoponera</i> sp.6*				1 (1)			1 (1)
<i>Hypoponera</i> sp.8			1 (1)				1 (1)
<i>Hypoponera</i> sp.11					1 (1)		1 (1)
<i>Hypoponera foreli</i>			1 (2)				1 (2)
<i>Hypoponera gr. punctatissima</i> sp.1*						1 (4)	1 (4)
<i>Hypoponera gr. punctatissima</i> sp.2			1 (2)	1 (1)			2 (3)
<i>Hypoponera gr. punctatissima</i> sp.3			1 (1)				1 (1)
<i>Hypoponera trigona</i>	1 (1)		4 (5)				5 (6)
<i>Odontomachus</i> sp.3			33 (79)				33 (79)

Continuação da tabela do Anexo 1.

Espécie	cerrado		cerradão ou mata semidecídua		monocultura		Total
	Superfície	Subsolo	Superfície	Subsolo	Superfície	Subsolo	
	(n = 84)	(n = 129)	(n = 169)	(n = 229)	(n = 319)	(n = 379)	
<i>Odontomachus bauri</i>	4 (39)		4 (34)		4 (24)		12 (97)
<i>Odontomachus meinerti</i>			14 (25)				14 (25)
<i>Pachycondyla</i> sp.4	1 (1)		22 (60)				23 (61)
<i>Pachycondyla apicalis</i>			1 (4)				1 (4)
<i>Pachycondyla goeldi</i>			1 (1)				1 (1)
<i>Pachycondyla guianensis</i> *				1 (4)			1 (4)
<i>Pachycondyla harpax</i>			24 (67)				24 (67)
<i>Pachycondyla villosa inversa</i>	2 (4)		13 (16)				15 (20)
<i>Pachycondyla verenae</i>	21 (50)	1 (1)	46 (125)		9 (17)		77 (193)
<i>Pachycondyla striata</i>			27 (104)		2 (2)		29 (106)
Subfamília Pseudomyrmecinae							
<i>Pseudomyrmex</i> sp.1	1 (1)		3 (3)				4 (4)
<i>Pseudomyrmex</i> sp.2			11 (14)				11 (14)
<i>Pseudomyrmex</i> sp.3			4 (5)				4 (5)
<i>Pseudomyrmex</i> sp.4			4 (6)				4 (6)
<i>Pseudomyrmex</i> sp.5	9 (38)						9 (38)
<i>Pseudomyrmex</i> sp.6			2 (2)				2 (2)
Total (231 espécies)	919 (21184)	92 (22816)	2016 (51453)	131 (19940)	2062 (83645)	221 (1341)	5441 (200379)

CAPÍTULO 3

O efeito da conversão da vegetação de Cerrado em agrossistemas sobre a diversidade de formigas (Hymenoptera: Formicidae)

Resumo

As maiores ameaças à diversidade biológica são a fragmentação e a perda de habitats devido às mudanças no uso da terra como, por exemplo, as atividades agrícolas. As modificações ambientais decorrentes das práticas agrícolas no Cerrado consistem, entre outras, na fragmentação da paisagem e perda da biodiversidade. Vários artrópodes de solo, notadamente as formigas, possuem importantes funções nos ecossistemas e podem não ser capazes de se manter nos ambientes modificados. Assim, o objetivo deste estudo foi determinar o efeito de mudanças no uso do solo sobre a diversidade de formigas. Foi verificada a perda no número de espécies de formigas, de grupos funcionais e diferenças na perda de espécies de habitats florestais e savânicos com a transformação da vegetação nativa do Cerrado em agrossistemas. Também foram verificadas quais espécies de formigas são mais favorecidas e mais prejudicadas pela mudança no ambiente. Além disso, foram analisadas mudanças na composição de espécies entre os tipos de habitats e a contribuição relativa das diversidades alfa e beta para a diversidade regional. As formigas foram coletadas em seis locais nas monoculturas e nas reservas. As coletas das formigas epigéicas foram realizadas com o uso de armadilhas pitfall tradicionais e as formigas hipogéicas com o uso de armadilhas pitfall subterrâneas. Os resultados indicam que a conversão da vegetação natural do Cerrado em monoculturas causa grande perda na riqueza de formigas e conseqüentemente a perda de alguns grupos funcionais. Também foram observadas mudanças na composição de espécies entre os dois tipos de habitats, sendo as espécies encontradas nas monoculturas um subconjunto das espécies presentes nas reservas. Apenas espécies dominantes e adaptadas a áreas abertas, como as formações savânicas, conseguem se manter nas monoculturas. Tais resultados estão relacionados às mudanças na estrutura ambiental entre os dois tipos de habitats. Além disso, foi observado que a partição da diversidade é similar entre os dois tipos de ambientes, sendo a alta troca de espécies entre as áreas de reservas devido às diferentes formações vegetais com diferentes características ambientais.

Introdução

As principais causas da extinção de espécies são a destruição, fragmentação e degradação dos habitats, a superexploração das espécies, a introdução de espécies exóticas e o aumento de ocorrência de doenças (Hooper et al. 2005; Pimm et al. 1995; Tilman et al. 1994). Porém, as maiores ameaças à diversidade biológica são a fragmentação e a perda de habitats

(Ehrlich & Daily 1993; Saunders et al. 1991; Wilcox 1980; Wilcox & Murphy 1985), as quais decorrem de mudanças no uso da terra, como as atividades agrícolas e o avanço da ocupação humana (Hooper et al. 2005; Kruess & Tschardtke 1994; Saunders et al. 1991; Wilcox & Murphy 1985). Tais atividades são particularmente crescentes em ecossistemas do Cerrado, sendo consideradas as principais ameaças à biodiversidade deste bioma, que tem perdido sua área numa proporção maior do que a Floresta Amazônica (Ratter et al. 1997).

As modificações ambientais decorrentes das práticas agrícolas no Cerrado são extensas e ocasionadas principalmente pela fragmentação da paisagem, invasão biológica, erosão do solo, poluição da água, mudanças no regime de fogo, degradação do solo, uso intensivo de produtos químicos e perda da biodiversidade (Almeida et al. 2011; Klink & Machado 2005; Ratter et al. 1997; Silva et al. 2006). Nos últimos 35 anos, cerca de 50% das áreas naturais de Cerrado foram transformadas em áreas de agricultura, pastagens com gramíneas exóticas e outros usos do solo (Ratter et al. 1997; Silva et al. 2006). As áreas com pastos cultivados ocupam aproximadamente 500.000 km², e as monoculturas de grãos mais do que 100.000 km². No entanto, apenas 33.000 km² (2,2%) da vegetação natural encontram-se conservada (Klink & Machado 2005; Marris 2005; Myers et al. 2000; Ratter et al. 1997; Silva et al. 2006). A conversão das áreas de vegetação natural em agricultura é difundida em todo território ocupado pelo Cerrado e varia de 5 a 60% dependendo da região, ocorrendo maior impacto em florestas semi-decíduais do que nas outras formações vegetais (Silva et al. 2006). Considerado o “celeiro do mundo”, as áreas utilizadas para cultivos anuais abrangem 3,9 milhões de hectares da área de Cerrado, principalmente com o cultivo da soja, o que tem aumentado o rendimento da exportação (Klink & Machado 2005; Silva et al. 2006). Com isso, usos do solo considerados menos impactantes para a biodiversidade por terem o manejo menos invasivo como, por exemplo, as pastagens naturais têm perdido espaço para os cultivos

anuais e, recentemente, para a cana-de-açúcar. No entanto, as conseqüências dessas mudanças para a fauna nativa ainda é pouco conhecida (Almeida et al. 2011).

As espécies animais podem ser afetadas pelo tipo e pela quantidade de recursos disponíveis (Duffy 2002; Perfecto & Snelling 1995), pelas interações com outras espécies presentes no ambiente modificado (Philpott & Armbrecht 2006) e pelo manejo das áreas de cultivo (Almeida et al. 2011; Lange et al. 2008). A rapidez com que tais mudanças ocorrem muitas vezes não permite a adaptação das espécies ao ambiente modificado, ocasionando severa perda de espécies, inclusive daquelas espécies que desempenham papéis únicos nos ecossistemas (Perfecto et al. 2004; Tilman et al. 2002; Vasconcelos 1999). Vários artrópodes de solo, notadamente as formigas, têm importantes funções nos ecossistemas atuando na ciclagem de nutrientes, na dispersão de sementes, e ainda regulando as populações de outros animais (Holldobler & Wilson 1990). A transformação de áreas naturais em agrossistemas pode diminuir significativamente a diversidade de espécies de formigas já que algumas espécies podem não ser capazes de se manter nos ambientes modificados (Armbrecht et al. 2006; Perfecto & Snelling 1995; Philpott & Foster 2005).

Espécies que apresentam hábitos especializados de forrageamento e nidificação, como é o caso das formigas crípticas de serapilheira e aquelas que nidificam preferencialmente em árvores, são dependentes de recursos estruturais que são eliminados ou diminuídos com a presença de agrossistemas. Além disso, ambientes menos heterogêneos, como é o caso dos agrossistemas, podem ser mais favoráveis a dominância de espécies generalistas e agressivas, que competem por recursos com outras espécies podendo eventualmente excluí-las (Majer et al. 1994; Perfecto & Snelling 1995; Risch & Carroll 1982). Outras espécies como, por exemplo, as formigas de correição, precisam de grandes áreas para forragear e necessitam de um grande suprimento de pequenas presas (Holldobler & Wilson 1990), suprimento este que

pode não existir em áreas agrícolas especialmente durante períodos de pousio da terra (Delabie et al. 2007).

Devido à importância de se aliar desenvolvimento e conservação é necessário que os sistemas agrícolas sejam incluídos nos planos de proteção de conservação da biodiversidade. Nesse sentido estudos que avaliem a perda de espécies e a capacidade das espécies se manterem nos agrossistemas são importantes. Assim, o objetivo geral deste trabalho foi determinar o efeito de mudanças no uso do solo sobre a diversidade de espécies de formigas. Mas especificamente propôs-se verificar: (1) a magnitude na perda de riqueza de espécies de formigas com a transformação da vegetação nativa do Cerrado em agrossistemas; (2) a diferença na perda de riqueza entre as espécies presentes em habitats florestais e savânicos e de determinados grupos funcionais; (3) quais espécies de formigas são mais favorecidas e quais são mais prejudicadas pela mudança no ambiente; (4) se a fauna de formigas presente nos agrossistemas é um subconjunto da fauna encontrada na vegetação nativa e (5) se a contribuição relativa dos diferentes componentes de diversidade (alfa e beta) para a diversidade regional difere entre a vegetação nativa e os agrossistemas.

Métodos

Área de estudo

As coletas foram realizadas em seis áreas de monocultura e nas reservas naturais adjacentes situadas a estas culturas. Três destas áreas estão situadas próximas a cidade de Uberlândia, MG (18° 56' S, 48° 18' O) e três estão próximas a Monte Alegre de Minas, MG (18° 52' S, 48° 52' O). A região tem um clima tropical caracterizado por um inverno seco durante os meses de maio a agosto e um verão chuvoso, geralmente de setembro a abril, com precipitação anual de 1600 mm e temperatura média anual de 20 – 25 °C (Rosa et al. 1991). As coletas foram realizadas na época chuvosa entre 2008 e 2009, acompanhando a época de

plântio que vai de novembro a março. As áreas estão localizadas dentro de propriedades agrícolas, sendo elas a Fazenda Experimental Água Limpa, a Fazenda Sucupira, a Floresta do Lobo e a Fazenda Gaia (Tabela 1). As áreas de coleta dentro das propriedades foram selecionadas de forma que fosse possível fazer todos os transectos nas reservas, tendo o último transecto a mesma distância de todas as bordas do fragmento.

Tabela 1. Locais de coleta e áreas de coleta com os respectivos tipos de plântio, fitofisionomias predominantes nas reservas adjacentes ao plântio, número de transectos (reserva + monocultura) e tamanho aproximado das reservas adjacentes.

Local	Área de coleta	Tipo de plântio	Fitofisionomia na reserva	Nº de transectos	Tamanho das reservas (ha)*
Fazenda Água Limpa	AL	sorgo	cerrado ralo	17	48,95
Fazenda Floresta do Lobo	FL	soja	cerrado denso	17	89,81
Fazenda Sucupira	SU	soja	cerradão	17	39,28
	FR	milho	cerrado denso	16	74,11
Fazenda Gaia	AR	soja	cerrado denso	17	98,18
	PG	soja	cerrado ralo	17	148,75

*O tamanho das reservas adjacentes aos plântios foi estimado através do programa GEPATH 1.4.4a (SGRILLO 2009) com imagens do programa Google Earth.

As reservas adjacentes ao plântio correspondem a fragmentos de vegetação com tamanho que variam entre 39,28 ha a 148,75 ha e estão dentro do ecossistema Cerrado (Batalha 2011), variando entre cerrado ralo, cerrado denso e cerradão (Tabela 1, Figura1). Os fragmentos apresentam formas variadas e com diferentes níveis de perturbação, estando presentes, na maioria deles, espécies exóticas de capim. O mês de semeadura e colheita do plântio variou entre os locais amostrados, sendo a coleta dos dados realizados desde dois meses após a semeadura, em dezembro, até um mês antes da colheita, em março. O tipo de cultura (Tabela 1), o manejo do solo e o controle de pragas também variaram entre as áreas. O plântio da Fazenda Água Limpa foi o único em que não foi feito controle periódico com inseticida, sendo utilizado apenas herbicida e fungicida esporadicamente. O controle de

pragas nas outras áreas variou na forma de aplicação, sendo com avião ou trator. Em todas as áreas foi feita a aeragem do solo apenas para a semeadura, sem manutenção periódica da cobertura do solo.

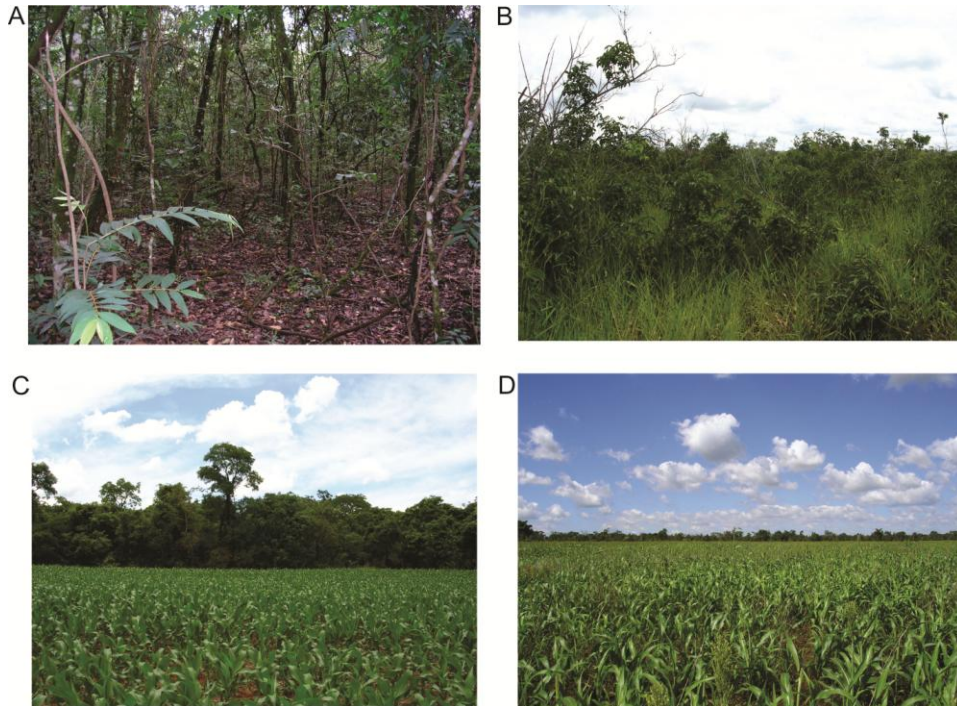


Figura 1. (A) Reserva da área AR com fisionomia cerrado denso; (B) reserva da área PG com fisionomia cerrado ralo; (C) plantio de milho e (D) sorgo com a reserva adjacente.

Coleta das formigas

Foram coletadas formigas epigéicas e hipogéicas com a metodologia descrita no Capítulo 2. Nas reservas foram feitos sete transectos colocados distantes 3, 20, 40, 60, 100, 140 e 180 m da borda mais próxima da monocultura, totalizando 70 armadilhas (35 armadilhas de cada tipo). Nas monoculturas foram colocados 10 transectos dispostos a 3, 20, 40, 60, 100, 140, 180, 260, 340 e 420 m da borda mais próxima da reserva, totalizando 100 armadilhas (50 armadilhas de cada tipo). As formigas coletadas neste estudo foram separadas em gênero (Bolton et al. 2007) e depois em morfoespécie ou espécie após comparação com

material identificado por especialistas e com coleção de referência. Os espécimens estão depositados na Coleção Entomológica da Universidade Federal de Uberlândia.

As espécies de formigas foram separadas em três categorias de acordo com o tipo de hábitat onde a espécie ocorre predominantemente: espécies de ambientes florestais (FL), espécies de ambientes savânicos (SV) e espécies generalistas de hábitat (GN). As espécies raras e com baixa frequência em todos os tipos de hábitats foram incluídas na categoria “indeterminada” e excluídas dessa análise dos dados. Para isso foi calculada a frequência relativa (% de armadilhas em que a espécie ocorreu) das espécies coletadas em 253 armadilhas na superfície e 358 armadilhas subterrâneas distribuídas em diferentes áreas de cerrado ralo, cerrado denso, cerradão, mata semidecídua e áreas de monocultura. As espécies com frequência relativa duas ou mais vezes maior no cerrado ralo do que nos demais hábitats foram consideradas como espécies de ambientes savânicos. Já as espécies com frequência relativa duas ou mais vezes maior nas áreas de cerradão, cerrado denso e mata do que no cerrado ralo foram consideradas como espécies de ambientes florestais. Finalmente, espécies com uma diferença na frequência relativa entre hábitats florestais e savânicos menor do que duas vezes foram classificadas como generalistas de hábitat.

As espécies de formigas também foram distribuídas em diferentes grupos funcionais de acordo do que é proposto por Andersen (1995) e Silvestre et al. (2003). As espécies foram classificadas em: 1) Arbórea (AR), que inclui as espécies que nidificam obrigatoriamente na vegetação, como espécies do gênero *Azteca*, *Cephalotes* e a maioria das *Pseudomyrmex*; 2) Attini (AT), que inclui todas as espécies cultivadoras de fungo; 3) Camponotini (CM), que compreende as espécies do gênero *Camponotus*, que nidificam na vegetação e ocasionalmente no solo e na serapilheira e forrageiam tanto no solo quanto na vegetação; 4) Crípticas (CR), que inclui as Myrmicinae e Ponerinae menores, que nidificam e forrageiam na serapilheira e no subsolo; 5) Generalistas (GN), que inclui a maioria das espécies de Myrmicinae que

forrageiam e nidificam predominantemente na superfície do solo, como por exemplo, *Pheidole* e *Solenopsis*; 6) Oportunistas (OP), que inclui as espécies de *Linepithema*, *Dorymyrmex*, *Brachymyrmex*, *Nylanderia*, *Forelius*, *Cardiocondyla* e *Ectatomma*; 7) Grandes Predadores (PR), que inclui a maioria das espécies maiores de Ponerinae, como espécies do gênero *Pachycondyla* e *Odontomachus*, e espécies da subfamília Ectoninae.

Análise dos dados

Foram feitas curvas de rarefação (Gotelli & Colwell 2001) para comparar a riqueza de espécies de formigas entre as reservas e as monoculturas. Este é considerado um método robusto para comparação da diversidade de espécies, já que leva em conta diferenças no esforço amostral em diferentes locais (Gotelli & Colwell 2001). O número esperado de espécies foi determinado usando-se o estimador de riqueza Jackknife1. Foi utilizado o teste-t pareado para comparar a variação na riqueza total das espécies entre as reservas e as monoculturas e o número médio de espécies entre a reserva e a monocultura de cada local. Devido às diferenças no número de amostras entre as reservas e as monoculturas, foi utilizado o número rarefeito (método de rarefação de Coleman) (Colwell 2000) de espécies nas monoculturas. Estas análises foram feitas usando o programa EstimateS 8.2.0 (Colwell 2000) e as curvas de rarefação e o teste-t pareado foram feitos através do programa SYSTAT (SPSS 2000).

Também foi utilizado o teste-t pareado para verificar qual categoria de espécies (espécies de ambientes florestais, savânicos ou generalistas) é mais afetada com a transformação da vegetação nativa do Cerrado em monoculturas. Para isso, em cada categoria, foi comparada a riqueza média de espécies por área nas reservas com a riqueza média rarefeita (Coleman) de espécies por área nas monoculturas. O teste-t pareado também foi utilizado para verificar qual grupo funcional é mais afetado com as monoculturas. Nesse caso, foi comparada a riqueza média de espécies por grupo funcional nas reservas com a riqueza

média rarefeita (Coleman) de espécies por grupo funcional nas monoculturas. Também foi comparada a abundância média (dados transformados) de espécies por grupo funcional entre as reservas e as monoculturas. As análises foram feitas usando o programa SYSTAT (SPSS 2000).

Para analisar quais espécies eram favorecidas e quais eram prejudicadas pela transformação da vegetação nativa em monoculturas foi analisada a frequência relativa das espécies em cada hábitat de cada área e realizado um teste-t pareado. Para isso foram consideradas todas as espécies que ocorreram em pelo menos quatro das seis áreas de reserva ou de monocultura. As análises e os gráficos foram feitos usando o programa SYSTAT (SPSS 2000).

Para determinar a similaridade na composição de espécies entre os hábitats, foi calculado o índice de Bray-Curtis tendo como base a frequência relativa de cada espécie na reserva e na monocultura de cada local. Com estes dados foi feita uma análise de ordenação usando o programa SYSTAT 10.2 (SPSS 2000). Para verificar se as espécies presentes nas monoculturas representam um subconjunto das espécies presentes nas reservas, foi utilizado o programa ANINHADO 3.0 (Guimarães & Guimarães 2006). Os dados foram organizados em uma matriz de presença ou ausência em ordem decrescente da frequência das espécies, com as espécies nas colunas e as áreas nas linhas, separando em reserva e monocultura, totalizando 12 unidades amostrais. O grau de aninhamento foi calculado usando o valor de NODF, que entre outras vantagens permite calcular o aninhamento entre linhas e entre colunas independentemente, avaliando o aninhamento somente entre locais (composição de espécies) ou somente entre espécies (distribuição) (Almeida-Neto et al. 2008). A significância do valor de NODF foi estimada usando o teste de Monte Carlo com 1000 interações, sendo utilizado o modelo nulo C_e , que é o mais restritivo.

O programa PARTITION 3.0 (Veech & Crist 2006) foi utilizado para separar a diversidade total de espécies (diversidade γ) dentro dos componentes aditivos de diversidade representados pela diversidade média dentro das comunidades (α) e entre as comunidades (β), expressos pela equação $\gamma = \alpha + \beta$ (Veech et al. 2002). Para compor um maior número amostral nesta análise, os transectos nas reservas foram separados em 3 grupos com 2 transectos cada e os transectos nas monoculturas foram separados em 5 grupos com 2 transectos cada. As amostras perdidas e aquelas em que não foi coletado nenhum indivíduo foram excluídas da análise. Assim, para reserva, as unidades amostrais foram separadas em três níveis hierárquicos: Nível 1 = 260 amostras, Nível 2 = 18 transectos (três grupos de transectos por área de coleta) e Nível 3 = 6 áreas de coleta. Para monocultura, as unidades amostrais também foram separadas em três níveis hierárquicos: Nível 1 = 383 amostras, Nível 2 = 30 transectos (cinco grupos de transectos por área de coleta) e Nível 3 = 6 locais de coleta. Ao estabelecer três níveis hierárquicos foram analisados quatro componentes de diversidade, sendo possível expressar as contribuições proporcionais da diversidade em cada nível. Os componentes foram estabelecidos como α_1 = dentro das amostras, β_1 = entre as amostras, β_2 = entre todas as parcelas e β_3 = entre as áreas de coleta, sendo que $\gamma = \alpha_1 + \beta_1 + \beta_2 + \beta_3$. Os valores observados de diversidade em cada componente foram comparados com os valores esperados baseados na ocorrência aleatória das espécies entre os diferentes componentes (Crist et al. 2003). Para a análise dos dados utilizei dados de abundância das espécies e a opção “individual-based”(baseado em 1.000 aleatorizações) que rearranja cada indivíduos em qualquer amostra (Crist et al. 2003; Veech & Crist 2006). Essa opção permite avaliar se a distribuição observada de indivíduos é não-aleatória em relação aos locais ou habitats, como um resultado, por exemplo, da limitação de dispersão e partição de nicho). Além disso, a opção “individual-based” é estatisticamente mais forte do que a opção “sample-based” (Crist et al. 2003).

Resultados

Riqueza de espécies de formigas em agrossistemas

Foram coletados 158.107 indivíduos (4531 ocorrências de espécies) e 212 espécies de formigas distribuídas em 49 gêneros e nove subfamílias (Anexo 1). Myrmicinae foi a subfamília que apresentou maior riqueza, com 117 espécies de formigas, seguida de Formicinae, com 27 espécies e Ponerinae, com 19 espécies (Anexo 1). Os gêneros que apresentaram maior número de espécies foram *Pheidole* (49 espécies) e *Camponotus* (23 espécies) (Anexo 1). As espécies mais frequentes foram *Pheidole oxyops*, que ocorreu em 258 amostras (26,4% das amostras), seguida de *Pheidole* sp.1, com registro em 197 amostras (20,2% das amostras) e *Dorymyrmex* sp.1, presente em 184 amostras (18,8% das amostras).

Nas reservas foi observada uma maior riqueza de espécies de formigas, com um total de 200 espécies coletadas, sendo quase o dobro de espécies encontradas nas monoculturas, onde foram encontradas 101 espécies (Fig. 2A). Os números de espécies coletadas representam 79,7% e 80% do número de espécies esperado a ser encontrado nas reservas e nas monoculturas respectivamente. Nas monoculturas, a curva de acumulação de espécies tendeu à estabilização, indicando que o esforço amostral foi suficiente para amostrar a riqueza de espécies enquanto que nas reservas a curva de acumulação de espécies indica uma não estabilização (Fig. 2A). Em média, o número de espécies nas áreas de monoculturas foi 2,13 vezes menor do que nas áreas de reserva ($t = 7,4$, $gl = 5$, $P = 0,001$; Fig. 2B).

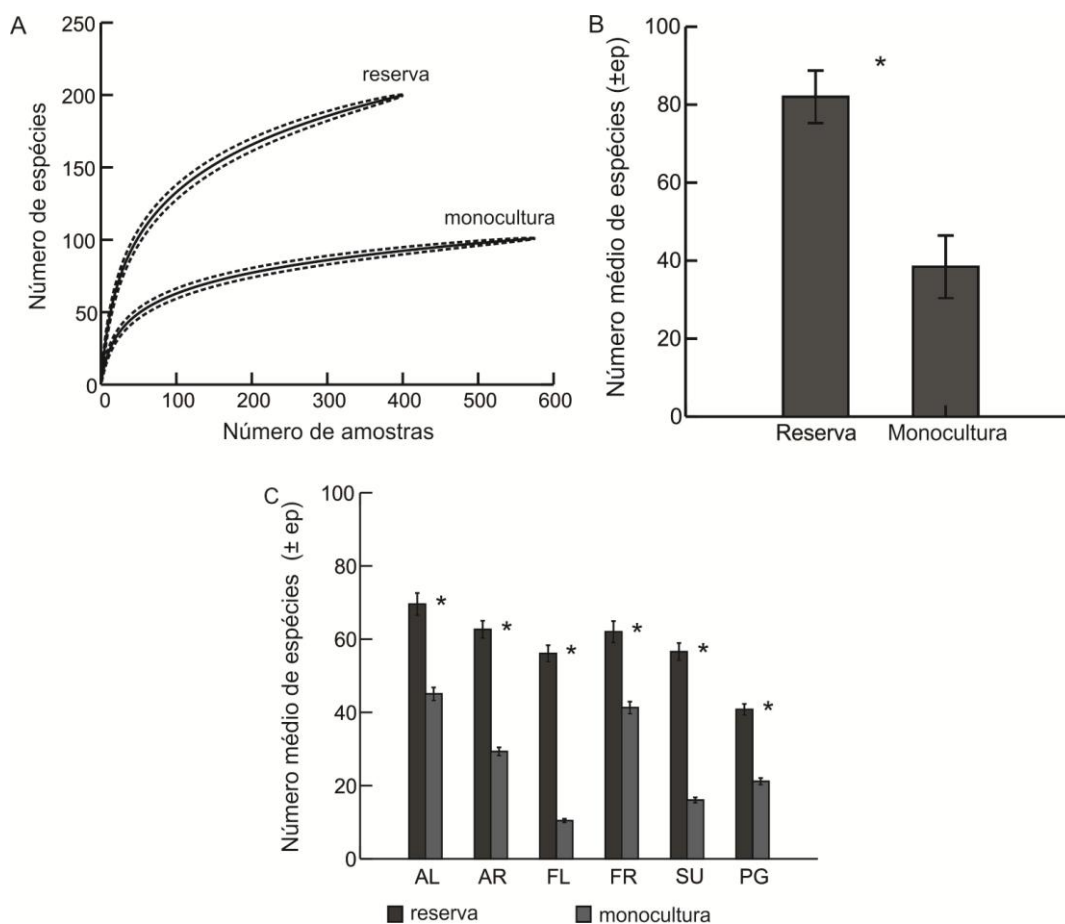


Figura 2. (A) Curva de rarefação (\pm desvio padrão) do número de espécies de formigas em função do número de amostras nas reservas e nas monoculturas. (B) Número médio de espécies por área (\pm erro padrão) nas reservas ($n = 6$) e nas monoculturas ($n = 6$). (C) Número médio de espécies por área (\pm erro padrão) nas reservas ($n = 6$) e nas monoculturas ($n = 6$). Nas monoculturas, foi utilizado o número rarefeito de espécies (Coleman) para padronizar o número de amostras em relação às reservas. $*P \leq 0,001$.

A riqueza de espécies de formigas diferiu significativamente entre as reservas e as monoculturas para todos os locais amostrados, sendo essa diferença variável de um local para outro (Fig. 2C). O número de espécies de formigas nas reservas variou de 55 a 98 espécies o que representam de 70 a 78% do número de espécies esperado. Já nas monoculturas, com o mesmo esforço amostral utilizado nas reservas, o número de espécies de formigas variou de 16,8 a 61,1 espécies (valores da rarefação de Coleman) e estes valores representam de 62 a 79% do número de espécies esperado.

Mudanças na composição de espécies de formigas entre as reservas e os agrossistemas

A análise de ordenação mostra a separação da composição de espécies entre as áreas de reservas, as áreas de monocultura e ainda em função do tipo de hábitat, sendo a composição de espécies nas formações savânicas (AL e PG) mais semelhante à composição de espécies presente nas monoculturas (Fig. 3). Porém, a distribuição das espécies apresentou-se significativamente aninhada (NODF = 59,55, NODF (Ce) = 29,25, $P < 0,001$) indicando que a fauna de formigas nas monoculturas é um subconjunto da fauna presente nas reservas.

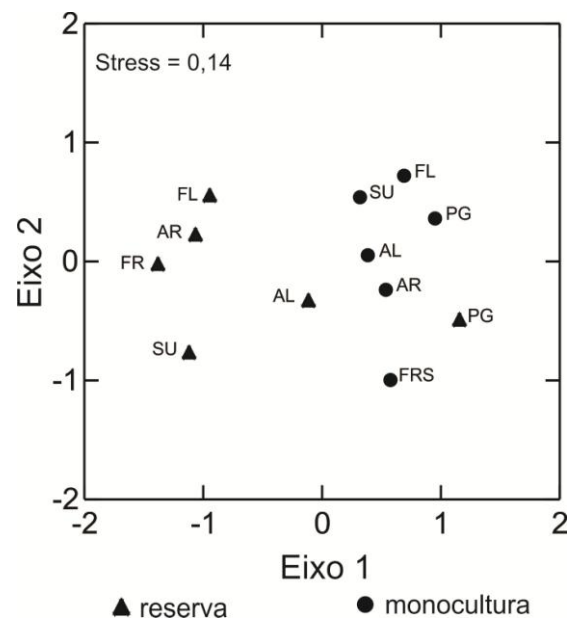


Figura 3. Ordenação (MDS) em duas dimensões da composição de espécies de formigas em reservas e monoculturas de cada local de coleta.

O número médio de espécies florestais ($t = 4,05$, $gl = 5$, $P = 0,01$) e generalistas ($t = 7,1$, $gl = 5$, $P = 0,001$) foi significativamente menor nas monoculturas do que nas reservas, com cinco vezes mais espécies florestais nas reservas do que nas monoculturas e duas vezes mais espécies generalistas nas reservas do que nas monoculturas (Fig. 4). Nas reservas foram

encontradas cinco vezes mais espécies florestais e aproximadamente o dobro de espécies generalistas em comparação às monoculturas. Já para as espécies de ambientes savânicos, não houve diferença significativa no número médio de espécies entre as reservas e as monoculturas ($t = 1,4$, $gl = 5$, $P = 0,21$; Fig. 4).

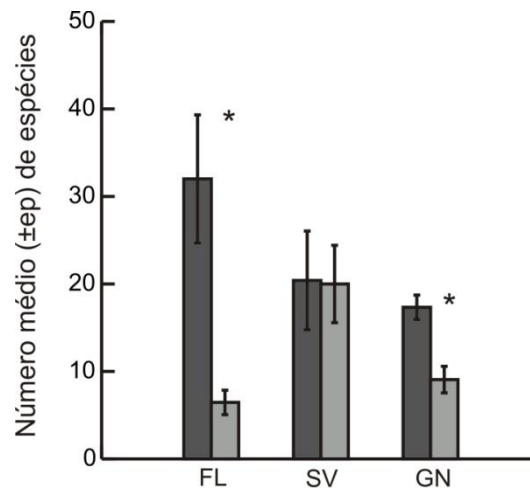


Figura 4. Número médio de espécies de formigas (\pm erro padrão) de ambientes florestais (FL), ambientes savânicos (SV) ou generalistas (GN) nas reservas ($n = 6$) e nas monoculturas ($n = 6$). As barras com cor cinza escura indicam as reservas e as barras com cor cinza claro indicam as monoculturas. * $P = 0,01$ (FL); $P = 0,001$ (GN).

Todos os grupos funcionais apresentaram riqueza média de formigas significativamente maior nas reservas do que nas monoculturas (Fig. 5A), sendo que a perda de espécies nas monoculturas foi maior para o grupo Camponotini, com cinco vezes mais espécies nas reservas do que nas monoculturas e para o grupo Generalista, com 1,5 vezes mais espécies nas reservas do que nas monoculturas (Fig. 5A).

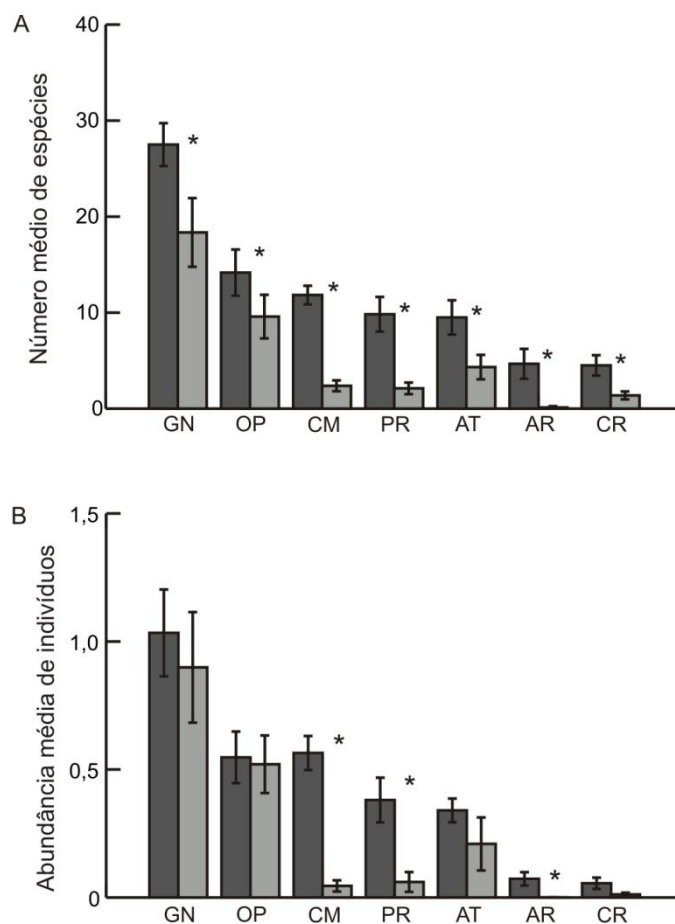


Figura 5. (A) Número médio de espécies de formigas (\pm erro padrão) de cada grupo funcional nas reservas ($n = 6$) e nas monoculturas ($n = 6$). Nas monoculturas, foi utilizado o número rarefeito de espécies (Coleman) para padronizar o número de amostras em relação às reservas. (B) Abundância média ($\log x + 1$) de indivíduos de formigas (\pm erro padrão) de cada grupo funcional nas reservas ($n = 6$) e nas monoculturas ($n = 6$). * $P < 0,05$. GN: generalista, OP: oportunista, CM: camponotini, PR: predador, AT: attini, AR: arbórea, CR: críptica.

Em relação à abundância média de formigas, apenas os grupos Arbórea, Camponotini e Predador apresentaram diferença significativa entre as reservas e as monoculturas (Fig. 5B). A perda no número médio de indivíduos na monocultura foi maior para os grupos

Camponotini, com 12,5 vezes mais indivíduos nas reservas do que nas monoculturas e Predador, com seis vezes mais indivíduos nas reservas do que nas monoculturas, sendo a diferença entre os dois habitats maior para o grupo Arbórea, com 73 vezes mais indivíduos nas reservas do que nas monoculturas (Fig. 5B). Os outros grupos não apresentaram diferença significativa entre as reservas e as monoculturas em relação ao número médio de indivíduos coletados (Fig. 5B).

Foram encontradas 111 espécies de formigas exclusivamente nas reservas e apenas 12 espécies exclusivas nas monoculturas. Dentre as espécies coletadas exclusivamente nas reservas destacam-se *Camponotus lespesi*, coletada em 19,2% das amostras, *Ectatomma lugens*, coletada em 17% das amostras, *Trachymyrmex* sp.2 e *Pheidole fimbriata*, ambas coletadas em 14% das amostras. Nas monoculturas, dentre as espécies exclusivas, a que apresentou maior número de ocorrências foi *Pheidole* sp.21, presente em apenas 3% das amostras.

As espécies que apresentaram maior frequência relativa nas reservas foram *Pheidole oxyops* (26,4%), *Pheidole* sp.32 (21,4%) e *Pheidole* sp.8A (19,7%) (Fig. 6A). No entanto, *Pheidole oxyops* e *Pheidole* sp.8A foram tão frequentes nas reservas quanto nas monoculturas, o que denota a adaptação destas espécies a diferentes condições ambientais (Fig. 6A). Já entre as espécies que são prejudicadas com a monocultura, destacam-se *Camponotus lespesii*, *Ectatomma lugens*, *Pheidole fimbriata* e *Trachymyrmex* sp.2, que foram frequentes nas reservas mas não foram coletadas nas monoculturas (Fig. 6A). Ainda, *Pheidole* sp.32, *Linepithema aztecoides*, *Solenopsis* sp.5 e *Camponotus* sp.40 apresentaram alta frequência nas reservas e baixa frequência nas monoculturas (Fig. 6A).

As espécies que apresentaram maior frequência relativa nas monoculturas foram *Dorymyrmex* sp.1 (29,9%), *Pheidole oxyops* (26,6%), *Pheidole* sp.1 (25,9%) e *Solenopsis saevissima* (19,3%) (Fig. 6B). No entanto, apenas as espécies *Dorymyrmex* sp.1 e *Solenopsis*

saevissima parecem ser as mais favorecidas pela monocultura por terem apresentado alta frequência relativa nas monoculturas e baixa frequência relativa nas reservas (Fig. 6B). Da mesma forma, *Pheidole* sp.1 também é favorecida com a monocultura, apresentando menor frequência relativa nas reservas (Fig. 6B).

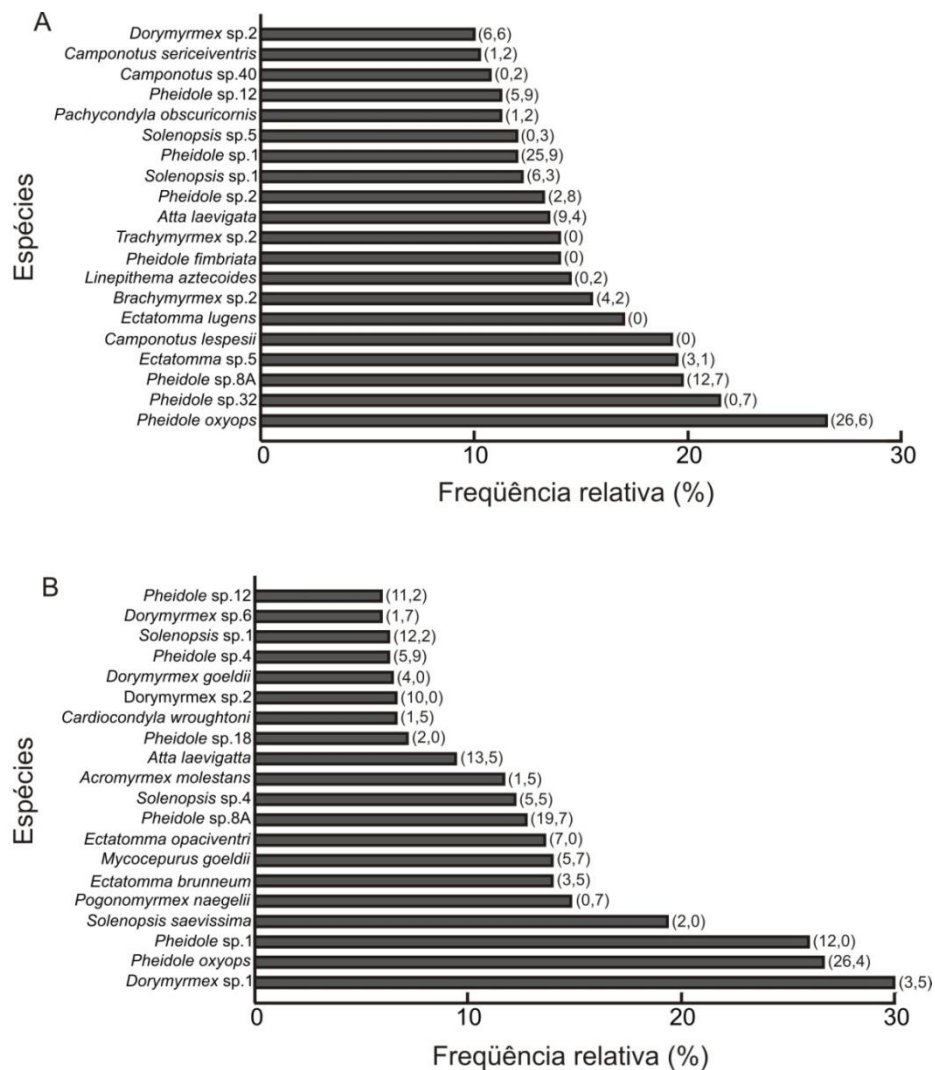


Figura 6. Espécies de formigas com maior frequência de ocorrência na reserva (A) e na monocultura (B). Os valores em parênteses correspondem à frequência da espécie no outro ambiente.

Porém, considerando apenas as espécies presentes no mínimo em quatro dos 12 habitats considerados (reserva e monocultura das seis áreas), apenas 11 espécies apresentaram

diferenças significativas na frequência relativa média entre reserva e monocultura. As espécies *Azteca* sp.1, *Brachymyrmex* sp.2, *Camponotus* sp.40, *C. lespesii*, *Gnamptogenys regularis*, *Pachycondyla verенаe*, *Pheidole* sp.13, *Pheidole* sp.32 e *Wasmannia auropunctata* apresentaram frequência relativa média maior nas reservas do que nas monoculturas ($P < 0,05$). Em contrapartida, apenas as espécies *Dorymyrmex* sp.1 e *Pheidole* sp.4 apresentaram frequência relativa média maior nas monoculturas do que nas reservas ($P < 0,05$).

Diversidades alfa e beta

Nas reservas, a diversidade observada de espécies dentro das amostras (α_1) e entre as amostras (β_1) foram significativamente menores do que as esperadas ($P < 0,001$), sendo a diversidade observada de espécies entre as áreas de coleta (β_3) significativamente maior do que a esperada ($P < 0,001$) (Fig. 7). Porém, não houve diferença significativa ($P = 0,079$) entre a diversidade de espécies observada e esperada entre os transectos (β_2) (Fig. 7). Para as monoculturas, a diversidade observada de espécies dentro das amostras (α_1) e entre as amostras (β_1) foram significativamente menores do que a esperada ($P < 0,001$), enquanto a diversidade observada de espécies entre os transectos (β_2) e entre as áreas de coleta (β_3) foram maiores do que as esperadas ($P = 0,003$ e $P < 0,001$, respectivamente) (Fig. 7).

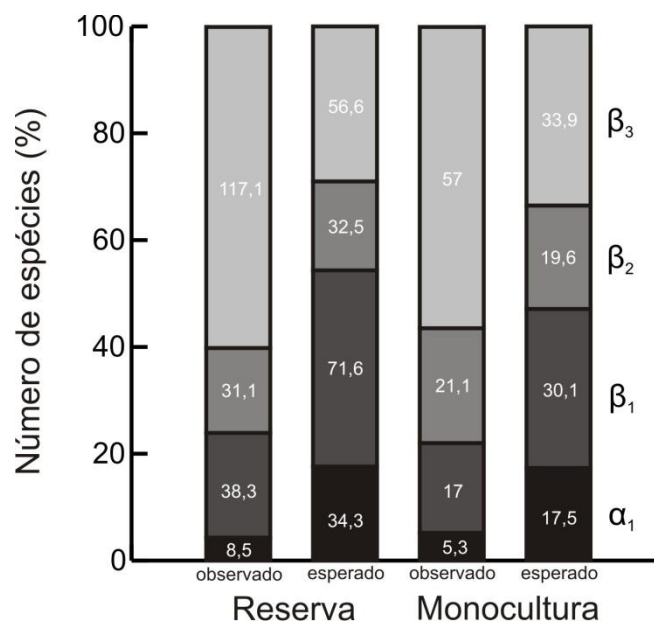


Figura 7. Valores observados e esperados (%) da riqueza média de espécies por amostra (α_1), devido ao *turnover* de espécies entre amostras (β_1), devido ao *turnover* de espécies entre transectos dentro de cada área de coleta (β_2) e devido ao *turnover* de espécies entre as áreas de coleta (β_3) na reserva e na monocultura. Dentro das barras estão os valores absolutos de cada componente de diversidade.

Assim, a análise de partição de diversidade indicou que tanto para reserva quanto para monocultura o padrão de diversidade de espécies é semelhante, em que a troca de espécies entre as áreas (β_3) contribui mais para a diversidade regional de espécies do que os outros componentes de diversidade (Fig.7). Nas monoculturas, a contribuição da troca de espécies entre os transectos (β_2) para a diversidade total pode estar relacionada ao maior número de transectos amostras e também à diferentes distâncias entre eles.

Discussão

Riqueza de espécies de formigas em agrossistemas

Os resultados deste estudo indicam que a conversão da vegetação natural do Cerrado em agrossistemas, como as monoculturas, causa severa perda na diversidade de formigas, sendo essa perda também variável entre os locais de estudo. No geral, as reservas com vegetação natural apresentaram o dobro de espécies de formigas coletadas nas monoculturas. Apesar disso, a magnitude desta perda de espécies pode estar sendo subestimada devido à amostragem nas monoculturas ter sido adjacente às reservas de vegetação nativa, numa distância máxima a 420 m e não terem sido amostradas reservas maiores e mais preservadas. Os resultados encontrados podem ser explicados devido às mudanças na estrutura ambiental entre as reservas com vegetação natural e as monoculturas e principalmente devido às práticas agrícolas (ex. aeragem do solo e uso de produtos químicos). As principais mudanças na estrutura ambiental estão relacionadas à menor cobertura arbórea, menor biomassa de serapilheira, diferenças no microclima e maior insolação.

Segundo Perfecto & Snelling (1995) e Roth et al. (1994), a principal causa da perda da diversidade de formigas em agrossistemas está associada à supressão da vegetação natural e da simplificação estrutural da vegetação. No entanto, a relação entre a perda de espécies de formigas e a supressão da vegetação pode estar relacionada à menor disponibilidade de recursos para a nidificação e forrageamento nas monoculturas em comparação às áreas naturais. A ausência de serapilheira em agrossistemas tem sido considerada o principal fator limitante para a diversidade de insetos, sendo responsável pela baixa riqueza de espécies de formigas nesses ambientes (Armbrecht et al. 2005; Perfecto & Vandermeer 1996). Outra consequência da perda da vegetação nas monoculturas são as mudanças no microclima local, devido ao aumento na temperatura e a diminuição da umidade do solo, o que interfere no forrageamento e no recrutamento de algumas espécies de formigas enquanto favorece poucas

espécies competitivamente dominantes. Armbrrecht et al. (2005), por exemplo, mostraram uma menor diversidade de formigas de serapilheira em plantações de café expostas ao sol em comparação com plantações sombreadas. Da mesma forma, Perfecto & Snelling (1995) observaram uma menor diversidade de formigas em monoculturas de café, que foram dominadas por espécies tolerantes a altas temperaturas.

Além das mudanças na estrutura do hábitat, o impacto constante das atividades agrícolas pode ser considerado outro fator responsável pela diminuição da riqueza de espécies de formigas nas monoculturas. A aragem do solo e a passagem de maquinários para o plantio, adubação do solo e controle com defensivos agrícolas destroem os ninhos presentes mais próximos a superfície do solo e diminuem a atividade e recrutamento dos indivíduos. Estes fatores explicariam a variação na perda de espécies entre os locais amostrados neste estudo. Por exemplo, Lange et al. (2008) encontraram maior riqueza de espécies em monoculturas, onde é realizado o plantio direto (ex. sem aragem do solo) em comparação ao plantio indireto (ex. com aragem do solo), por apresentar melhores condições para uma fauna epigéica mais rica. Ainda, a modernização da produção agrícola e a intensificação do sistema de plantio também foram consideradas as principais causas do declínio na riqueza de espécies de formigas em monoculturas em outros estudos (Hernández-Ruiz et al. 2009; Vandermeer & Perfecto 2007). Os pesticidas, herbicidas e outras substâncias utilizadas no manejo de pragas agrícolas também afetam a diversidade de formigas nas monoculturas. Na fazenda AL, onde houve menor intensidade na aplicação de defensivos agrícolas, foi observada menor diferença na riqueza de espécies entre a reserva e a monocultura. De fato, o efeito dos defensivos agrícolas na comunidade de formigas foi observado em monoculturas de milho (Pereira et al. 2005) e pomares (Cerdá et al. 2009), com menor diversidade com o aumento da aplicação dos defensivos.

Nesse sentido, a significativa perda de espécies nas monoculturas e perda de grupos funcionais mostra a importância de práticas de manejo que visem diminuir os impactos da conversão das áreas naturais em monoculturas na fauna. Além disso, é importante o estabelecimento de práticas menos invasivas na produção agrícola como, por exemplo, a não aragem do solo e a diminuição de defensivos agrícolas.

Mudanças na composição de espécies de formigas entre as reservas e os agrossistemas

Além da perda de espécies, os resultados também indicam mudanças na composição de espécies entre as reservas e as monoculturas. As espécies encontradas nas monoculturas formam um subconjunto das espécies presentes nas reservas, com um maior número de espécies exclusivas nas reservas e espécies mais comuns ocorrendo tanto nas reservas quanto nas monoculturas. De fato, as espécies encontradas exclusivamente nas monoculturas foram espécies raras (pouco amostradas no levantamento), indicando possivelmente que o fato de não ocorrerem nas reservas pode ser um artefato amostral. Tais mudanças na composição de espécies nas monoculturas estão relacionadas à perda de espécies associadas a habitats estruturalmente mais heterogêneos (ex. ambientes florestais) e o favorecimento de poucas espécies dominantes e tolerantes às mudanças ambientais. Conseqüentemente, as mudanças na composição estão relacionadas à perda de importantes grupos funcionais e uma homogeneização da fauna nas monoculturas.

A perda da vegetação natural nas monoculturas e conseqüente perda de recursos para nidificação e forrageamento e mudanças no microclima local também podem ser responsáveis pelas mudanças na composição de espécies entre as reservas e as monoculturas. O efeito das mudanças nas características do habitat e do aumento da insolação na composição de espécies de formigas em agrossistemas foi observado em diferentes habitats comparando áreas naturais e agrossistemas (Crist 2008; Dauber & Wolters 2005; Sharley et al. 2008). A perda de

características ambientais como cobertura vegetal, biomassa de serapilheira e maior insolação podem ser considerados os principais fatores da perda de espécies típicas de ambientes florestais. Dentre estas estão incluídas as espécies de formigas crípticas, que dependem da presença da serapilheira, assim como algumas espécies predadoras.

Outro indicativo do efeito das diferenças das características ambientais entre as reservas e as monoculturas nas espécies de formigas é a similaridade no número de espécies típicas de ambientes savânicos nas monoculturas e nas reservas. Isso porque as espécies típicas de formações savânicas (ex. cerrado ralo) estão adaptadas à maior insolação devido à menor cobertura arbórea e menor biomassa de serapilheira presente neste tipo de fisionomia. De fato, fatores como a altura da vegetação, insolação e características do solo influenciam o aumento da frequência de espécies típicas de áreas abertas em áreas degradadas (Dahms et al. 2010). Neste caso, foi observado que algumas poucas espécies de formigas são favorecidas pelos agrossistemas. O gênero *Dorymyrmex* é característico de ambientes abertos e a maioria das espécies deste gênero é oportunista, sendo favorecidas pelas mudanças no uso do solo (Bestelmeyer & Wiens 1996). A presença destas espécies nas monoculturas pode apresentar vantagens, por agirem como predadoras oportunistas de possíveis pragas agrícolas, e desvantagens, por se alimentarem de *honeydew* e protegerem pulgões de outros predadores. Outra espécie, *Solenopsis saevissima*, também favorecida pelas características ambientais presentes nos agrossistemas, é dominante e nidifica preferencialmente em ambientes modificados e competem agressivamente com outras espécies de formigas (Ross et al. 2010). Assim como outras espécies do mesmo grupo, como a espécie *Solenopsis geminata*, *S. saevissima* pode atuar como importante predadora de pragas. Porém, a presença de espécies de formigas agressivas e dominantes, favorecidas pelas condições ambientais proporcionadas pelos agrossistemas, também podem diminuir a frequência de predadores de solo. Risch & Carroll (1982) em estudo realizado em agrossistemas no México observaram que a espécie

Solenopsis geminata pode diminuir não só a riqueza de herbívoros, mas também a de outros predadores através da predação. Os agrossistemas também favorecem a presença de espécies exóticas de formigas, que se dispersam facilmente entre diferentes habitats e podem competir com as espécies nativas. Dentre as espécies exóticas coletada nas monoculturas destaca-se *Cardiocondyla wroughtonii*, uma espécie da região paleotropical (Heinze et al. 2006), que está entre as espécies mais frequentes nas monoculturas, com maior número de indivíduos nas monoculturas (174 indivíduos) do que nas reservas (11 indivíduos).

Nesse sentido, a simplificação ambiental encontrada nas monoculturas limita o número de espécies de determinados grupos funcionais, assim como o recrutamento de indivíduos. Hoffmann & Andersen (2003) observaram um declínio na diversidade de todos os grupos funcionais, principalmente para os grupos Camponotini, Críptico e Predador, concluindo ainda que o efeito de diferentes tipos de distúrbios ambientais é variável dentro de cada grupo funcional. Espécies pertencentes aos grupos Arbórea, Camponotini e Predador dependem de algumas características, como por exemplo, locais de nidificação, cobertura arbórea, umidade e área de forrageamento. A menor abundância de indivíduos dos grupos Camponotini e Arbórea nas monoculturas pode ser explicada pela falta de vegetação nesse ambientes, já que as espécies desses grupos nidificam preferencialmente em árvores. Já algumas espécies predadoras dependem da presença de serapilheira como é o caso de espécies do gênero *Hypoconerina*, *Pachycondyla* e *Gnamptogenys*, enquanto outras espécies dependem da área de forrageamento e abundância de presas. Um exemplo são algumas espécies de formigas de correição, que precisam de grandes áreas para forragear por serem predadoras muito ativas, possuem hábitos nômades e formarem grandes populações que necessitam de um grande suplemento de pequenas presas (Holldobler & Wilson 1990). Neste caso, as áreas de agricultura não suportam grande biomassa de invertebrados, além de a fragmentação gerar barreiras que essas espécies de formigas não conseguem ultrapassar (Delabie et al. 2007).

Diversas formas de manejo têm sido empregadas com o intuito de diminuir as diferenças ambientais entre as áreas naturais e os agrossistemas e dessa forma favorecer diferentes espécies e não permitir a presença apenas de espécies tolerantes. Uma forma de manejo para a conservação da biodiversidade em paisagens modificadas tem sido a implantação de sistemas agroflorestais. Em locais onde esta prática foi estabelecida é encontrada uma alta biodiversidade de insetos, que antes era significativamente reduzida com um manejo mais intenso (Delabie et al. 2007; Perfecto et al. 1997), como ocorre em monoculturas. Em plantações de café em diferentes regiões, os sistemas de manejo como as agroflorestas têm apresentado efeitos positivos na diversidade de espécies animais por manterem um microclima similar ao das áreas naturais e por sua maior diversidade de espécies vegetais (Armbrecht et al. 2006; Armbrecht et al. 2005; Perfecto et al. 2003; Perfecto & Snelling 1995; Perfecto & Vandermeer 1996; Perfecto et al. 1997; Philpott & Armbrecht 2006; Philpott et al. 2008; Philpott et al. 2006). Outro exemplo é o sistema agroflorestal utilizado em plantações de cacau que, por apresentar maior diversidade de espécies de plantas, permite uma maior diversidade de espécies de formigas e outros artrópodes (Bos et al. 2007; Delabie et al. 2007).

Diversidade alfa e beta

Com os resultados da análise de partição aditiva da diversidade foi possível observar que, apesar das diferenças na riqueza total de espécies entre as reservas e as monoculturas, a partição da diversidade é similar entre os dois tipos de ambientes. Esta semelhança está possivelmente relacionada às monoculturas apresentarem um subconjunto das espécies presentes nas reservas. No entanto, a troca de espécies entre as áreas de reserva com vegetação natural pode ser resultado das reservas apresentarem diferentes formações vegetais com diferentes características ambientais.

Dentre os fatores que contribuem para a alta diversidade beta entre habitats, estão a limitação de dispersão das espécies e as diferenças na heterogeneidade do habitat (Crist & Veech 2006; Crist et al. 2003). No Cerrado, a heterogeneidade entre os habitats tem sido apontada como a principal preditora da diversidade beta, o que ajudaria a explicar a elevada diversidade de espécies animais neste bioma (Silva et al. 2006). Além disso, outras características podem ocasionar em uma maior troca de espécies entre as reservas como, por exemplo, o tamanho e o formato dos fragmentos, a conectividade com outros fragmentos de vegetação natural, a área de entorno e o tempo e intensidade de perturbação. Tais diferenças determinam quais espécies estão presentes no local e a capacidade de dispersão das espécies entre os fragmentos.

A elevada troca de espécies entre as áreas de monocultura pode estar relacionada também às diferenças no manejo do plantio. A diversidade beta tem sido observada como a principal preditora da diversidade regional de artrópodes também em ambientes modificados como os agrossistemas (Hendrickx et al. 2007). Em uma escala de paisagem, atividades como o tipo de manejo, a aplicação de defensivos agrícolas e o tempo de plantio entre as áreas podem afetar a composição de espécies (Araujo et al. 2004; Clough et al. 2007; Matson et al. 1997; Sharley et al. 2008). Apesar de não ser possível inferir sobre os tipos de defensivos agrícolas utilizados em todos os locais de coleta, sabe-se que em pelo menos um dos locais (AL) era realizada apenas a aplicação de herbicida e fungicida, enquanto que, nos outros locais de coleta, o uso de defensivos agrícolas (inseticida, pesticida e herbicida) foi realizado pelo menos a cada três semanas. Além disso, apesar do curto período de tempo, as coletas das formigas abrangeram diferentes estágios do plantio que foram desde dois meses após a semeadura até um mês antes da colheita, que podem caracterizar diferentes estágios de desenvolvimento das colônias após um distúrbio.

Conclusões

Através dos resultados obtidos neste estudo é possível concluir que a conversão das áreas naturais de Cerrado em monoculturas causa um declínio na diversidade de formigas e mudanças na composição de espécies, ocasionadas possivelmente pelas diferenças na estrutura ambiental entre as reservas e as monoculturas e o manejo intensivo do solo. As espécies são afetadas de forma distinta, sendo a maioria das espécies prejudicadas em detrimento de poucas espécies favorecidas. As espécies típicas de ambientes florestais são significativamente mais prejudicadas pelas monoculturas e esta perda está associada à homogeneidade estrutural do ambiente. As espécies típicas de ambientes savânicos parecem ser menos afetadas, porém, poucas espécies são de fato favorecidas, sendo estas espécies aquelas mais tolerantes à insolação e menor umidade. Tais características denotam uma homogeneização da fauna presente nas monoculturas e, conseqüentemente, da perda de grupos funcionais. Esta perda é evidente principalmente para aqueles grupos dependentes de vegetação para nidificação, como os grupos Arbórea e Camponotini e de abundância de presas e área para forrageamento, como o grupo Predador. Por fim, foi concluído que a diversidade total de formigas tanto nas reservas quanto nas monoculturas é influenciada pela diversidade beta entre as áreas amostradas. A heterogeneidade entre os habitats, a composição de espécies presentes nas monoculturas e o manejo do solo nas monoculturas são fatores que podem influenciar a alta troca de espécies nesses ambientes.

Referências bibliográficas

Almeida-Neto, M., P. Guimarães, P. R. Guimarães, R. D. Loyola, and W. Ulrich. 2008. A consistent metric for nestedness analysis in ecological systems: reconciling concept and measurement. *Oikos* **117**:1227-1239.

- Almeida, S., J. Louzada, C. Sperber, and J. Barlow. 2011. Subtle Land-Use Change and Tropical Biodiversity: Dung Beetle Communities in Cerrado Grasslands and Exotic Pastures. *Biotropica*:no-no.
- Andersen, A. N. 1995. A Classification of Australian Ant Communities, Based on Functional Groups Which Parallel Plant Life-Forms in Relation to Stress and Disturbance. *Journal of Biogeography* **22**:15-29.
- Araujo, M. d. S., T. M. C. d. Lucia, C. E. d. Veiga, and I. C. d. Nascimento. 2004. Impact of burning sugarcane foliage on the ant community. *Ecologia Austral* **14**:191-200.
- Armbrecht, I., I. Perfecto, and E. Silverman. 2006. Limitation of nesting resources for ants in Colombian forests and coffee plantations. *Ecological Entomology* **31**:403-410.
- Armbrecht, I., L. Rivera, and I. Perfecto. 2005. Reduced diversity and complexity in the leaf-litter ant assemblage of Colombian coffee plantations. *Conservation Biology* **19**:897-907.
- Batalha, M. A. 2011. O cerrado não é um bioma. *Biota Neotropica* **11**.
- Bestelmeyer, B. T., and J. A. Wiens. 1996. The Effects of Land Use on the Structure of Ground-Foraging Ant Communities in the Argentine Chaco. *Ecological Applications* **6**:1225-1240.
- Bolton, B., G. Alpert, P. S. Ward, and P. Naskrecki. 2007. Bolton's catalogue of ants of the world: 1758-2005 (CD-ROM). Harvard University Press, MA Cambridge.
- Bos, M. M., I. Steffan-Dewenter, and T. Tscharntke. 2007. The contribution of cacao agroforests to the conservation of lower canopy ant and beetle diversity in Indonesia. *Biodiversity and Conservation* **16**:2429-2444.
- Cerdá, X., R. Palacios, and J. Retana. 2009. Ant Community Structure in Citrus Orchards in the Mediterranean Basin: Impoverishment as a Consequence of Habitat Homogeneity. *Environmental Entomology* **38**:317-324.
- Clough, Y., A. Holzschuh, D. Gabriel, T. Purtauf, D. Kleijn, A. Kruess, I. Steffan-Dewenter, and T. Tscharntke. 2007. Alpha and beta diversity of arthropods and plants in organically and conventionally managed wheat fields. *Journal of Applied Ecology* **44**:804-812.
- Colwell, R. K. 2000. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples.
- Crist, T. O. 2008. Biodiversity, species interactions, and functional roles of ants (Hymenoptera: Formicidae) in fragmented landscapes: a review. *Myrmecological News* **12**:3-13.

- Crist, T. O., and J. A. Veech. 2006. Additive partitioning of rarefaction curves and species–area relationships: unifying α -, β - and γ -diversity with sample size and habitat area. *Ecology Letters* **9**:923-932.
- Crist, T. O., J. A. Veech, J. C. Gering, and K. S. Summerville. 2003. Partitioning species diversity across landscapes and regions: A hierarchical analysis of alpha, beta, and gamma diversity. *American Naturalist* **162**:734-743.
- Dahms, H., L. Lenoir, R. Lindborg, V. Wolters, and J. Dauber. 2010. Restoration of Seminatural Grasslands: What is the Impact on Ants? *Restoration Ecology* **18**:330-337.
- Dauber, J., and V. Wolters. 2005. Colonization of temperate grassland by ants. *Basic and Applied Ecology* **6**:83-91.
- Delabie, J. H. C., B. Jahyny, I. C. do Nascimento, C. S. F. Mariano, S. Lacau, S. Campiolo, S. M. Philpott, and M. Leponce. 2007. Contribution of cocoa plantations to the conservation of native ants (Insecta : Hymenoptera : Formicidae) with a special emphasis on the Atlantic Forest fauna of southern Bahia, Brazil. *Biodiversity and Conservation* **16**:2359-2384.
- Duffy, J. E. 2002. Biodiversity and Ecosystem Function: The Consumer Connection. *Oikos* **99**:201-219.
- Ehrlich, P. R., and G. C. Daily. 1993. Population Extinction and Saving Biodiversity. *Ambio* **22**:64-68.
- Gotelli, N. J., and R. K. Colwell. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* **4**:379-391.
- Guimarães, J. P. R., and P. Guimarães. 2006. Improving the analyses of nestedness for large sets of matrices. *Environmental Modelling & Software* **21**:1512-1513.
- Heinze, J., S. Cremer, N. Eckl, and A. Schrempf. 2006. Stealthy invaders: the biology of *Cardiocondyla* tramp ants. *Insectes Sociaux* **53**:1-7.
- Hendrickx, F., J.-P. Maelfait, W. Van Wingerden, O. Schweiger, M. Speelmans, S. Aviron, I. Augenstein, R. Billeter, D. Bailey, R. Bukacek, F. Burel, T. I. M. Diekötter, J. Dirksen, F. Herzog, J. Liira, M. Roubalova, V. Vandomme, and R. O. B. Bugter. 2007. How landscape structure, land-use intensity and habitat diversity affect components of total arthropod diversity in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology* **44**:340-351.
- Hernández-Ruiz, P., G. Castaño-Meneses, and Z. Cano-Santana. 2009. Composition and functional groups of epiedaphic ants (Hymenoptera: Formicidae) in irrigated

- agroecosystem and in nonagricultural areas. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* **44**:904-910.
- Hoffmann, B. D., and A. N. Andersen. 2003. Responses of ants to disturbance in Australia, with particular reference to functional groups. *Austral Ecology* **28**:444-464.
- Holldobler, B., and E. Wilson 1990. *The ants*. Belknap Press of Harvard University Cambridge, MA.
- Hooper, D. U., F. S. Chapin, J. J. Ewel, A. Hector, P. Inchausti, S. Lavorel, J. H. Lawton, D. M. Lodge, M. Loreau, S. Naeem, B. Schmid, H. Setälä, A. J. Symstad, J. Vandermeer, and D. A. Wardle. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: A consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* **75**:3-35.
- Klink, C. A., and R. B. Machado. 2005. Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conservation Biology* **19**:707-713.
- Kruess, A., and T. Tscharntke. 1994. Habitat Fragmentation, Species Loss, and Biological Control. *Science* **264**:1581-1584.
- Lange, D., W. D. Fernandes, J. Raizer, and O. Faccenda. 2008. Predacious activity of Ants (Hymenoptera: Formicidae) in conventional and in No-till agriculture systems. *Brazilian Archives of Biology and Technology* **51**:1199-1207.
- Majer, J. D., J. H. C. Delabie, and M. R. B. Smith. 1994. Arboreal ant community patterns in Brazilian cocoa farms. *Biotropica* **26**:73-83.
- Marris, E. 2005. Conservation in Brazil: The forgotten ecosystem. *Nature* **437**:944-945.
- Matson, P. A., W. J. Parton, A. G. Power, and M. J. Swift. 1997. Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science* **277**:504-509.
- Myers, N., R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. B. da Fonseca, and J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* **403**:853-858.
- Pereira, J. L., A. A. da Silva, M. C. Picanco, E. C. de Barros, and A. Jakelaitis. 2005. Effects of herbicide and insecticide interaction on soil entomofauna under maize crop. *Journal of Environmental Science and Health Part B-Pesticides Food Contaminants and Agricultural Wastes* **40**:45-54.
- Perfecto, I., A. Mas, T. Dietsch, and J. Vandermeer. 2003. Conservation of biodiversity in coffee agroecosystems: a tri-taxa comparison in southern Mexico. *Biodiversity and Conservation* **12**:1239-1252.
- Perfecto, I., and R. Snelling. 1995. Biodiversity and the transformation of a tropical agroecosystem - ants in coffee plantations. *Ecological Applications* **5**:1084-1097.

- Perfecto, I., and J. Vandermeer. 1996. Microclimatic changes and the indirect loss of ant diversity in a tropical agroecosystem. *Oecologia* **108**:577-582.
- Perfecto, I., J. Vandermeer, P. Hanson, and V. Cartin. 1997. Arthropod biodiversity loss and the transformation of a tropical agro-ecosystem. *Biodiversity and Conservation* **6**:935-945.
- Perfecto, I., J. H. Vandermeer, G. L. Bautista, G. I. Nuñez, R. Greenberg, P. Bichier, and S. Langridge. 2004. Greater Predation in Shaded Coffee Farms: The Role of Resident Neotropical Birds. *Ecology* **85**:2677-2681.
- Philpott, S. M., and I. Armbrecht. 2006. Biodiversity in tropical agroforests and the ecological role of ants and ant diversity in predatory function. *Ecological Entomology* **31**:369-377.
- Philpott, S. M., P. Bichier, R. A. Rice, and R. Greenberg. 2008. Biodiversity conservation, yield, and alternative products in coffee agroecosystems in Sumatra, Indonesia. *Biodiversity and Conservation* **17**:1805-1820.
- Philpott, S. M., and P. F. Foster. 2005. Nest-site limitation in coffee agroecosystems: Artificial nests maintain diversity of arboreal ants. *Ecological Applications* **15**:1478-1485.
- Philpott, S. M., I. Perfecto, and J. Vandermeer. 2006. Effects of management intensity and season on arboreal ant diversity and abundance in coffee agroecosystems. *Biodiversity and Conservation* **15**:139-155.
- Pimm, S. L., G. J. Russell, J. L. Gittleman, and T. M. Brooks. 1995. The future of biodiversity. *Science* **269**:347-350.
- Ratter, J. A., J. F. Ribeiro, and S. Bridgewater. 1997. The Brazilian cerrado vegetation and threats to its biodiversity. *Annals of Botany* **80**:223-230.
- Risch, S. J., and C. R. Carroll. 1982. Effect of a Keystone Predaceous Ant, *Solenopsis Geminata*, on Arthropods in a Tropical Agroecosystem. *Ecology* **63**:1979-1983.
- Rosa, R., S. C. Lima, and W. L. Assunção. 1991. Abordagem preliminar das condições climáticas de Uberlândia (MG) *Sociedade & Natureza* **3**:91-108.
- Ross, K. G., D. Gotzek, M. S. Ascunce, and D. D. Shoemaker. 2010. Species Delimitation: A Case Study in a Problematic Ant Taxon. *Systematic Biology* **59**:162-184.
- Roth, D. S., I. Perfecto, and B. Rathcke. 1994. The Effects of Management Systems on Ground-Foraging Ant Diversity in Costa Rica. *Ecological Applications* **4**:423-436.
- Saunders, D. A., R. J. Hobbs, and C. R. Margules. 1991. Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review. *Conservation Biology* **5**:18-32.

- SGRILLO, R. B. 2009. GE-Path.
- Sharley, D. J., A. A. Hoffmann, and L. J. Thomson. 2008. The effects of soil tillage on beneficial invertebrates within the vineyard. *Agricultural and Forest Entomology* **10**:233-243.
- Silva, J. F., M. R. Farinas, J. M. Felfili, and C. A. Klink. 2006. Spatial heterogeneity, land use and conservation in the cerrado region of Brazil. *Journal of Biogeography* **33**:536-548.
- Silvestre, R., C. R. F. Brandão, and R. Rosa da Silva. 2003. Grupos funcionales de hormigas: el caso de los gremios del *Cerrado*. Page XXVI + 398 in F. Fernandez, editor. *Introducción a las hormigas de la región Neotropical*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá, Colombia.
- SPSS. 2000. Systat version 10. SPSS Inc. San Francisco, California.
- Tilman, D., K. G. Cassman, P. A. Matson, R. Naylor, and S. Polasky. 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature* **418**:671-677.
- Tilman, D., R. M. May, C. L. Lehman, and M. A. Nowak. 1994. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* **371**:65-66.
- Vandermeer, J., and I. Perfecto. 2007. The Agricultural matrix and a future paradigm for conservation. *Conservation Biology* **21**:274-277.
- Vasconcelos, H. L. 1999. Effects of forest disturbance on the structure of ground-foraging ant communities in central Amazonia. *Biodiversity and Conservation* **8**:407-418.
- Veech, J. A., and T. O. Crist. 2006 PARTITION: software for hierarchical additive partitioning of species diversity. <http://zoology.muohio.edu/partition>.
- Veech, J. A., K. S. Summerville, T. O. Crist, and J. C. Gering. 2002. The additive partitioning of species diversity: recent revival of an old idea. *Oikos* **99**:3-9.
- Wilcox, B. A. 1980. Insular ecology and conservation. Pages 95-118 in M. E. Soule, and B. A. Wilcox, editors. *Conservation biology: an evolutionary-ecological perspective* Sinauer, Sunderland.
- Wilcox, B. A., and D. D. Murphy. 1985. Conservation Strategy: The effects of fragmentation on extinction. *The American Naturalist* **125**:879-887.

Anexo1

Lista total das espécies de formigas coletadas na superfície e no subsolo nas reservas e nas monoculturas, separadas por grupos funcionais. Os valores correspondem ao número de armadilhas em que a espécie foi registrada e em parêntesis o número de indivíduos coletados.

Espécie	cerradão ou mata semidecídua	cerrado	monocultura	Total
Grupo Arbórea				
<i>Azteca</i> sp.1	3 (3)	2 (11)		5 (14)
<i>Cephalotes</i> sp.3	1 (1)			1 (1)
<i>Cephalotes</i> sp.5	1 (1)			1 (1)
<i>Cephalotes</i> sp.6	1 (1)			1 (1)
<i>Cephalotes clypeatus</i>	1 (18)			1 (18)
<i>Cephalotes eduardulli</i>	2 (2)			2 (2)
<i>Cephalotes pellans</i>	3 (3)			3 (3)
<i>Cephalotes pusillus</i>	16 (91)	3 (6)		19 (97)
<i>Crematogaster</i> sp.4	1 (4)	1 (1)		2 (5)
<i>Crematogaster</i> sp.5		1 (1)	1 (1)	2 (2)
<i>Crematogaster</i> sp.6	1 (1)			1 (1)
<i>Dolichoderus lutosus</i>	3 (3)			3 (3)
<i>Pseudomyrmex</i> sp.1	3 (3)			3 (3)
<i>Pseudomyrmex</i> sp.2	10 (13)			10 (13)
<i>Pseudomyrmex</i> sp.3	3 (4)			3 (4)
<i>Pseudomyrmex</i> sp.4	4 (6)			4 (6)
<i>Pseudomyrmex</i> sp.5		9 (38)		9 (38)
<i>Pseudomyrmex</i> sp.6	2 (2)			2 (2)
Grupo Attini				
<i>Acromyrmex</i> sp.6	2 (2)		1 (1)	3 (3)
<i>Acromyrmex</i> sp.7	1 (12)		1 (12)	2 (24)
<i>Acromyrmex landolti balzani</i>	1 (5)	4 (16)	1 (5)	6 (26)
<i>Acromyrmex landolti</i>		6 (11)	4 (6)	10 (17)
<i>Acromyrmex subterraneus molestans</i>	59 (749)	14 (37)	67 (652)	140 (1438)
<i>Acromyrmex subterraneus subterraneus</i>	22 (394)	2 (2)	6 (53)	30 (449)
<i>Apterostigma</i> sp.1	2 (2)			2 (2)
<i>Atta laevigata</i>	50 (2981)	58 (1274)	54 (762)	162 (5017)
<i>Atta sexdens</i>	3 (20)			3 (20)
<i>Cyphomyrmex</i> sp.1		2 (4)		2 (4)
<i>Cyphomyrmex</i> sp.2	5 (7)			5 (7)

Continuação da tabela do Anexo 1.

Espécie	cerradão ou mata semidecídua	cerrado	monocultura	Total
<i>Kalathomyrmex emeryi</i>	2 (2)	5 (12)	6 (12)	13 (26)
<i>Mycocepurus goeldii</i>	53 (167)	50 (148)	80 (241)	183 (556)
<i>Mycocepurus cf. smithii</i>	11 (15)	2 (2)	7 (10)	20 (27)
<i>Myrmicocrypta</i> sp.1	2 (7)	3 (5)	1 (1)	6 (13)
<i>Myrmicocrypta</i> sp.2		1 (1)		1 (1)
<i>Mycetagoicus</i> sp.1		3 (7)		3 (7)
<i>Mycetagoicus cerradensis</i>		1 (1)		1 (1)
<i>Mycetarotes</i> sp.1	3 (3)	2 (2)	4 (4)	9 (9)
<i>Sericomyrmex</i> sp.1	3 (4)	10 (18)		13 (22)
<i>Sericomyrmex</i> sp.2	5 (17)			5 (17)
<i>Trachymyrmex</i> sp.1		4 (4)		4 (4)
<i>Trachymyrmex</i> sp.2	54 (217)	2 (8)		56 (225)
<i>Trachymyrmex</i> sp.7	2 (10)	1 (10)		3 (20)
<i>Trachymyrmex</i> sp.8	1 (1)			1 (1)
<i>Trachymyrmex</i> sp.9	2 (3)			2 (3)
<i>Trachymyrmex</i> sp.10	1 (2)			1 (2)
<i>Trachymyrmex</i> sp.11	1 (1)		1 (1)	2 (2)
<i>Trachymyrmex</i> sp.12	1 (2)			1 (2)
<i>Trachymyrmex</i> sp.13	1 (6)			1 (6)
<i>Trachymyrmex dichrous</i>		3 (10)		3 (10)
<i>Trachymyrmex holmgreni</i>		3 (4)		3 (4)
Grupo Camponotini				
<i>Camponotus</i> sp.3	12 (51)	46 (772)	25 (145)	83 (968)
<i>Camponotus</i> sp.7	1 (1)	9 (31)	2 (2)	12 (34)
<i>Camponotus</i> sp.9		5 (31)	2 (13)	7 (44)
<i>Camponotus</i> sp.10	2 (2)	25 (39)	3 (3)	30 (44)
<i>Camponotus</i> sp.11	9 (261)			9 (261)
<i>Camponotus</i> sp.13	6 (62)	3 (8)		9 (70)
<i>Camponotus</i> sp.17		2 (12)	1 (7)	3 (19)
<i>Camponotus</i> sp.19	4 (6)			4 (6)
<i>Camponotus</i> sp.22		2 (2)		2 (2)
<i>Camponotus</i> sp.24	2 (43)			2 (43)
<i>Camponotus</i> sp.25	1 (8)			1 (8)
<i>Camponotus</i> sp.27	5 (7)			5 (7)
<i>Camponotus</i> sp.40	42 (155)	2 (39)	1 (1)	45 (195)

Continuação da tabela do Anexo 1.

Espécie	cerradão ou mata semidecídua	cerrado	monocultura	Total
<i>Camponotus arboreus</i>	1 (1)			1 (1)
<i>Camponotus atriceps</i>	26 (393)	3 (39)	1 (3)	30 (435)
<i>Camponotus crassus</i>	6 (41)	20 (170)	2 (2)	28 (213)
<i>Camponotus lespesii</i>	75 (478)	2 (7)		77 (485)
<i>Camponotus leydigi</i>	2 (6)		1 (1)	3 (7)
<i>Camponotus melanoticus</i>	9 (95)	7 (86)	1 (1)	17 (182)
<i>Camponotus renggeri</i>	29 (588)	12 (76)	2 (9)	43 (673)
<i>Camponotus rufipes</i>	27 (989)	7 (52)	1 (1)	35 (1042)
<i>Camponotus scissus</i>	1 (4)			1 (4)
<i>Camponotus sericeiventris</i>	48 (2138)		7 (66)	55 (2204)
Grupo Críptica				
<i>Anochetus</i> sp.1	5 (5)		2 (2)	7 (7)
<i>Carebara brevopilosa</i>	26 (70)	2 (2)	2 (2)	30 (74)
<i>Carebara gr. lignata</i> sp.1		1 (1)		1 (1)
<i>Carebara gr. lignata</i> sp.2	1 (2)			1 (2)
<i>Carebara urichi</i>	6 (8)		1 (1)	7 (9)
<i>Hypoponera</i> sp.6	1 (1)			1 (1)
<i>Hypoponera</i> sp.8	1 (1)			1 (1)
<i>Hypoponera</i> sp.11		1 (1)	1 (1)	2 (2)
<i>Hypoponera foreli</i>	1 (2)			1 (2)
<i>Hypoponera gr. punctatissima</i> sp.1	1 (4)		1 (4)	2 (8)
<i>Hypoponera gr. punctatissima</i> sp.2	1 (2)			1 (2)
<i>Hypoponera gr. punctatissima</i> sp.3	1 (1)			1 (1)
<i>Hypoponera trigona</i>	2 (3)			2 (3)
<i>Nesomyrmex asper</i>	2 (2)			2 (2)
<i>Pachycondyla guyanensis</i>	1 (4)			1 (4)
<i>Prionopelta punctulata</i>	12 (14)	2 (2)	13 (15)	27 (31)
<i>Pyramica</i> sp.2		1 (1)		1 (1)
<i>Pyramica lygatrix</i>	2 (2)		2 (2)	4 (4)
<i>Strumigenys</i> sp.2	4 (4)			4 (4)
<i>Tetramorium simillimum</i>		1 (2)		1 (2)
<i>Typhlomyrmex</i> sp.1	2 (2)			2 (2)
Grupo Generalista				
<i>Crematogaster nitidiceps</i>	18 (713)	2 (2)		20 (715)
<i>Crematogaster rudis</i>	1 (2)	26 (596)	16 (337)	43 (935)

Continuação da tabela do Anexo 1.

Espécie	cerradão ou mata semidecídua	cerrado	monocultura	Total
<i>Megalomyrmex pusillus</i>	2 (3)			2 (3)
<i>Ochetomyrmex</i> sp.1	1 (1)			1 (1)
<i>Paraponera clavata</i>	2 (2)			2 (2)
<i>Pheidole</i> sp.1	104 (3242)	93 (3197)	149 (3302)	346 (9741)
<i>Pheidole</i> sp.2	49 (2819)	20 (717)	16 (91)	85 (3627)
<i>Pheidole</i> sp.3	19 (137)	22 (208)	33 (282)	74 (627)
<i>Pheidole</i> sp.3B	2 (3)	1 (1)		3 (4)
<i>Pheidole</i> sp.4	22 (221)	15 (337)	36 (557)	73 (1115)
<i>Pheidole</i> sp.5	2 (6)	1 (2)	2 (3)	5 (11)
<i>Pheidole</i> sp.8A	93 (5374)	59 (2148)	73 (5528)	225 (13050)
<i>Pheidole</i> sp.8B	31 (513)	23 (354)	26 (220)	80 (1087)
<i>Pheidole</i> sp.8C	12 (144)	6 (140)	7 (27)	25 (311)
<i>Pheidole</i> sp.8E	1 (25)	1 (3)	1 (25)	3 (53)
<i>Pheidole</i> sp.10	1 (310)	14 (831)	8 (935)	23 (2076)
<i>Pheidole</i> sp.11B	18 (442)	6 (131)	11 (134)	35 (707)
<i>Pheidole</i> sp.11C	4 (109)	2 (2)	2 (2)	8 (113)
<i>Pheidole</i> sp.12	39 (1167)	40 (377)	34 (199)	113 (1743)
<i>Pheidole</i> sp.13	9 (85)	6 (73)		15 (158)
<i>Pheidole</i> sp.14	1 (5)			1 (5)
<i>Pheidole</i> sp.15	11 (551)	5 (50)	11 (491)	27 (1092)
<i>Pheidole</i> sp.16	22 (486)	15 (58)	21 (483)	58 (1027)
<i>Pheidole</i> sp.17	17 (286)	9 (301)	22 (475)	48 (1062)
<i>Pheidole</i> sp.18	14 (222)	35 (632)	41 (802)	90 (1656)
<i>Pheidole</i> sp.20	7 (19)	9 (9)	8 (8)	24 (36)
<i>Pheidole</i> sp.21	17 (82)	1 (3)	18 (85)	36 (170)
<i>Pheidole</i> sp.24	7 (1124)	1 (2200)	4 (2571)	12 (5895)
<i>Pheidole</i> sp.25	21 (424)	1 (1)	1 (1)	23 (426)
<i>Pheidole</i> sp.26	6 (20)			6 (20)
<i>Pheidole</i> sp.28	36 (536)			36 (536)
<i>Pheidole</i> sp.29	1 (5)		1 (5)	2 (10)
<i>Pheidole</i> sp.30	2 (175)			2 (175)
<i>Pheidole</i> sp.32	84 (2013)	6 (201)	4 (5)	94 (2219)
<i>Pheidole</i> sp.33	2 (11)			2 (11)
<i>Pheidole</i> sp.33B	5 (34)			5 (34)
<i>Pheidole</i> sp.34	13 (673)	2 (58)		15 (731)

Continuação da tabela do Anexo 1.

Espécie	cerradão ou mata semidecídua	cerrado	monocultura	Total
<i>Pheidole</i> sp.36	2 (3)			2 (3)
<i>Pheidole</i> sp.37	1 (7)			1 (7)
<i>Pheidole</i> sp.38	15 (167)			15 (167)
<i>Pheidole</i> sp.40		2 (78)		2 (78)
<i>Pheidole</i> sp.42	4 (144)	2 (11)	5 (152)	11 (307)
<i>Pheidole</i> sp.43	8 (51)		8 (51)	16 (102)
<i>Pheidole</i> sp.44		2 (17)		2 (17)
<i>Pheidole</i> sp.45	1 (2)			1 (2)
<i>Pheidole</i> sp.50	7 (20)	4 (71)	5 (77)	16 (168)
<i>Pheidole</i> sp.51		1 (1)	1 (1)	2 (2)
<i>Pheidole</i> sp.52	1 (1)			1 (1)
<i>Pheidole</i> sp.53		1 (28)	1 (28)	2 (56)
<i>Pheidole</i> sp.54	4 (24)			4 (24)
<i>Pheidole</i> sp.55	1 (70)			1 (70)
<i>Pheidole</i> sp.56	3 (135)	1 (1)		4 (136)
<i>Pheidole fimbriata</i>	56 (10715)			56 (10715)
<i>Pheidole oxyops</i>	176 (14034)	83 (13138)	153 (13196)	412 (40368)
<i>Pogonomyrmex naegelli</i>	62 (1432)	26 (84)	85 (1511)	173 (3027)
<i>Solenopsis</i> sp.1	61 (503)	24 (377)	36 (753)	121 (1633)
<i>Solenopsis</i> sp.2	4 (19)	16 (405)	13 (362)	33 (786)
<i>Solenopsis</i> sp.4	72 (1408)	20 (200)	70 (1371)	162 (2979)
<i>Solenopsis</i> sp.5	48 (1246)	2 (2)	2 (24)	52 (1272)
<i>Solenopsis</i> sp.6	9 (286)	3 (21)	7 (208)	19 (515)
<i>Solenopsis</i> sp.7	37 (558)	10 (28)	30 (420)	77 (1006)
<i>Solenopsis</i> sp.8	1 (1)			1 (1)
<i>Solenopsis</i> sp.9	1 (11)			1 (11)
<i>Solenopsis saevissima</i>	66 (9474)	53 (12041)	111 (20509)	230 (42024)
<i>Wasmannia auropunctata</i>	16 (435)	3 (221)	1 (1)	20 (657)
<i>Wasmannia lutzi</i>	1 (1)			1 (1)
Grupo Oportunista				
<i>Brachymyrmex</i> sp.2	63 (279)	23 (40)	24 (172)	110 (491)
<i>Brachymyrmex</i> sp.4	17 (108)	20 (122)	23 (125)	60 (355)
<i>Cardiocondyla wroughthonii</i>	4 (15)	40 (170)	38 (174)	82 (359)
<i>Dorymyrmex</i> sp.1	82 (1007)	104 (3900)	172 (4701)	358 (9608)
<i>Dorymyrmex</i> sp.2	21 (183)	57 (663)	38 (334)	116 (1180)

Continuação da tabela do Anexo 1.

Espécie	cerradão ou mata semidecídua	cerrado	monocultura	Total
<i>Dorymyrmex</i> sp.4	3 (3)	9 (21)	8 (16)	20 (40)
<i>Dorymyrmex</i> sp.6	18 (359)	23 (131)	34 (429)	75 (919)
<i>Dorymyrmex</i> sp.7		3 (15)		3 (15)
<i>Dorymyrmex</i> sp.8	3 (4)	2 (2)	4 (5)	9 (11)
<i>Dorymyrmex</i> sp.11		1 (1)		1 (1)
<i>Dorymyrmex goeldii</i>	23 (179)	30 (450)	37 (247)	90 (876)
<i>Ectatomma</i> sp.2	2 (3)	4 (7)	6 (10)	12 (20)
<i>Ectatomma</i> sp.5	88 (1011)	8 (23)	18 (51)	114 (1085)
<i>Ectatomma brunneum</i>	85 (686)	9 (94)	80 (682)	174 (1462)
<i>Ectatomma lugens</i>	64 (605)	4 (14)		68 (619)
<i>Ectatomma opaciventris</i>	57 (243)	49 (188)	78 (324)	184 (755)
<i>Ectatomma permagnum</i>	9 (80)	10 (69)		19 (149)
<i>Ectatomma planidens</i>	24 (232)	8 (224)	23 (101)	55 (557)
<i>Ectatomma tuberculatum</i>	5 (7)	3 (10)		8 (17)
<i>Forelius</i> sp.2	1 (1)	3 (23)	2 (2)	6 (26)
<i>Forelius</i> sp.3	6 (60)	7 (208)	8 (102)	21 (370)
<i>Forelius albiventris</i>	1 (1)	2 (10)	1 (1)	4 (12)
<i>Forelius maranhoensis</i>	4 (10)	25 (180)	7 (22)	36 (212)
<i>Forelius pusillus</i>		1 (2)		1 (2)
<i>Linepithema</i> sp.4	3 (6)	16 (45)	3 (10)	22 (61)
<i>Linepithema</i> sp.5	2 (10)	3 (29)		5 (39)
<i>Linepithema aztecoides</i>	59 (416)		1 (1)	60 (417)
<i>Nylanderia</i> sp.1	26 (66)	6 (25)		32 (91)
<i>Nylanderia</i> sp.4	1 (1)			1 (1)
Grupo Predador				
<i>Eciton vagans</i>	3 (131)			3 (131)
<i>Gnamptogenys</i> sp.1	9 (32)	6 (13)	12 (42)	27 (87)
<i>Gnamptogenys haenschi</i>	3 (4)			3 (4)
<i>Gnamptogenys hartmani</i>	1 (1)			1 (1)
<i>Gnamptogenys regularis</i>	12 (18)	1 (1)		13 (19)
<i>Gnamptogenys striatula</i>	8 (20)			8 (20)
<i>Labidus coecus</i>	3 (125)	16 (2628)	10 (2399)	29 (5152)
<i>Labidus mars</i>	8 (358)	6 (16511)	6 (316)	20 (17185)
<i>Labidus praedator</i>	8 (89)			8 (89)
<i>Neivamyrmex bruchi</i>	14 (8344)	10 (156)	4 (12)	28 (8512)

Continuação da tabela do Anexo 1.

Espécie	cerradão ou mata semidecídua	cerrado	monocultura	Total
<i>Neivamyrmex modestus</i>	3 (7)			3 (7)
<i>Neivamyrmex pseudops</i>		1 (1)		1 (1)
<i>Neivamyrmex punctaticeps</i>	11 (1583)		1 (1)	12 (1584)
<i>Nomamyrmex esenbeckii</i>		1 (2)		1 (2)
<i>Odontomachus</i> sp.3	24 (6)			24 (60)
<i>Odontomachus bauri</i>	4 (34)	6 (50)	3 (18)	13 (102)
<i>Odontomachus meinerti</i>	11 (20)			11 (20)
<i>Pachycondyla</i> sp.4	18 (56)	1 (1)		19 (57)
<i>Pachycondyla goeldi</i>	1 (1)			1 (1)
<i>Pachycondyla harpax</i>	22 (64)			22 (64)
<i>Pachycondyla villosa inversa</i>	13 (16)	1 (2)		14 (18)
<i>Pachycondyla verenae</i>	31 (84)	21 (48)	7 (12)	59 (144)
<i>Pachycondyla striata</i>	22 (72)		2 (2)	24 (74)
Total (212 espécies)	2972 (89666)	1559 (68441)	2028 (6785)	6559 (225692)

CAPÍTULO 4

Mudanças no uso da terra e seu impacto sobre a função predatória de formigas do solo

Resumo

A perda da biodiversidade dentro de agrossistemas tem sido considerada um importante aspecto para a conservação uma vez que muitas espécies apresentam importantes funções ecológicas. As formigas, por exemplo, podem atuar como predadoras de pragas agrícolas. No entanto, pouco se sabe sobre o efeito da transformação das áreas naturais em cultivos na diversidade e composição das comunidades de formigas e como essa transformação pode afetar a função das formigas como predadoras. Assim, os objetivos deste estudo foram verificar a estrutura das comunidades de formigas em reservas com vegetação natural e as monoculturas adjacentes e as diferenças nas taxas de predação pelas formigas entre os dois tipos de habitats. Também foi avaliada a importância das reservas próximas às monoculturas para a diversidade de formigas e a função predatória das formigas. As formigas foram coletadas em seis locais a várias distâncias da borda entre as monoculturas e as reservas. As coletas das formigas epigéicas foram realizadas com o uso de armadilhas pitfall tradicionais e as formigas hipogéicas foram amostradas com o uso de armadilhas pitfall subterrâneas. A predação no subsolo foi estimada usando larvas de *Tenebrio molitor* enterradas dentro de armadilhas adaptadas, com acesso às formigas. Na superfície do solo e na vegetação, a predação foi estimada usando lagartas artificiais feitas com massinhas de modelar. Na superfície, a taxa de predação não diferiu entre as reservas e as monoculturas apesar de a diversidade de espécies ser significativamente maior nas reservas. No entanto, a taxa de predação no subsolo foi significativamente maior nas reservas do que nas monoculturas apesar da diversidade de espécies de formigas no subsolo não diferir significativamente entre os dois tipos de habitats. O fato da abundância de formigas no subsolo ser duas vezes maior nas reservas do que nas monoculturas, sugere que as diferenças nas taxas de predação são mediadas pela atividade das formigas e não pelas mudanças na riqueza de espécies. Já a distância das reservas não afetou significativamente a estrutura das comunidades de formigas ou a taxa de predação dentro das monoculturas.

Introdução

A perda da biodiversidade devido às mudanças no uso da terra, como as práticas agrícolas, tem um efeito direto nos ecossistemas por afetar a funcionalidade das espécies (Shriar 2000; Swift 1997; Tilman et al. 2002). A perda de espécies pode limitar a presença de espécies que desempenham papéis únicos nos ecossistemas, incluindo aquelas essenciais

durante as flutuações ou perturbações ambientais (Yachi & Loreau 1999). Apoio a essa hipótese, conhecida como a “hipótese da seguridade”, foi dada em estudo de Perfecto et al. (2004) que mostraram que o controle biológico de pragas em plantações de café é mais efetivo onde a riqueza de espécies de aves insetívoras é maior. Nos ambientes cuja diversidade de pássaros é maior parece haver maior probabilidade de que espécies mais eficientes no controle de pragas estejam presentes, sendo essas espécies as responsáveis pela manutenção das funções e, conseqüentemente, pela manutenção da estabilidade do ecossistema (Perfecto et al. 2004). Em apoio a esta hipótese, relacionada com o “efeito amostral” (Loreau & Hector 2001), sugere que em habitats com maior diversidade uma ou poucas espécies seriam responsáveis pelas funções ecológicas desempenhadas. Isto indica que a diversidade de espécies em si não é a responsável pelo aumento da funcionalidade, mas que uma maior diversidade aumenta a probabilidade de que espécies mais eficientes estejam presentes no ambiente e que algumas dessas espécies poderão realizar importantes funções (Perfecto et al. 2004).

Vários artrópodes de solo como, por exemplo, as formigas, têm hábitos predatórios e assim podem regular as populações de outros artrópodes, incluindo aqueles que são prejudiciais à agricultura (Risch & Carroll 1982). De fato, muitas espécies de formigas têm demonstrado potencial para o controle de pragas em monoculturas (Armbrecht et al. 2006; Perfecto & Castiñeiras 1998; Risch & Carrol 1982; Risch & Carroll 1982; Way & Khoo 1992). Porém, muitas dessas espécies podem não ser capazes de se manter nos ambientes modificados, uma vez que a transformação de áreas naturais em agrossistemas pode causar perdas severas na diversidade de espécies de formigas (Armbrecht et al. 2006; Perfecto & Snelling 1995; Philpott & Foster 2005; Vandermeer & Perfecto 1997). Um dos grupos de formigas que tem potencial para o controle de pragas agrícolas envolve as formigas hipogéicas. Por nidificarem e se alimentarem quase que exclusivamente no interior do solo

essas formigas são raramente coletadas e observadas (Wilkie et al. 2007). Entre as espécies com hábitos subterrâneos estão a maioria das espécies de formigas de correição da subfamília Ecitoninae (Berghoff et al. 2003; Holldobler & Wilson 1990; Wilkie et al. 2007). As formigas de correição são predadoras vorazes que podem regular as populações de outros artrópodes presentes no solo (Holldobler & Wilson 1990; Wilkie et al. 2007).

Ao causar o declínio na diversidade de espécies de formigas, a transformação dos habitats naturais em agrossistemas também pode causar uma perda na função predatória das espécies. Como muitas espécies, inclusive as espécies de formigas de correição, parecem estar associadas à ambientes naturais e preservados (Delabie et al. 2007; Roberts et al. 2000), sua permanência nos agrossistemas pode depender da presença de áreas adjacentes onde haja recursos para a sua sobrevivência (Ferro & McNeil 1998; Roberts et al. 2000). Dessa forma, considerando a função predatória das formigas, as áreas naturais próximas aos agrossistemas podem fornecer importantes e indispensáveis funções e possivelmente “serviços ecológicos” aos produtores (De Marco & Coelho 2004; Tilman et al. 2002).

De fato, estudos recentes mostram que a presença de remanescentes florestais dentro de plantios pode aumentar a taxa de polinização (De Marco & Coelho 2004) e reduzir o ataque por pragas no cultivo (Roberts et al. 2000). Em contrapartida, com o aumento da distância dos remanescentes de vegetação natural ocorre um declínio na riqueza de espécies animais (Klein et al. 2006; Laube et al. 2008; Steffan-Dewenter & Tscharntke 1999), a diminuição no número de espécies de inimigos naturais nos agrossistemas (Klein et al. 2006) e conseqüentemente um declínio nas funções ecológicas desempenhadas pelas espécies (Klein et al. 2006; Steffan-Dewenter & Tscharntke 1999). O efeito da distância dos habitat naturais está associado à limitação na dispersão das espécies (Perovic et al. 2010), à homogeneização dos agrossistemas, à disponibilidade de recursos (Steffan-Dewenter & Tscharntke 1999) e à conservação dos remanescentes com vegetação natural mais próxima (Jauker et al. 2009). No

entanto, nem sempre ocorre uma relação negativa ou a distância medida não é o suficiente para detectar um declínio da diversidade. Carvalheiro et al. (2010), por exemplo, observaram que a riqueza e abundância de formigas em agrossistemas não diminuiu em função da distância da área natural mais próxima, pelo menos até 700 m.

No entanto, embora garantida por lei, a manutenção de áreas naturais dentro das propriedades agrícolas (p. ex., reservas legais e áreas de preservação permanente) é em geral vista de maneira negativa pelos agricultores, uma vez que estas limitam a área efetiva para o plantio. Neste sentido, estudos que avaliem a capacidade das espécies em sobreviverem nos agrossistemas, assim como a função destas espécies nesses ambientes são de grande importância tanto do ponto de vista econômico como de conservação. No entanto, pouco se sabe sobre como as mudanças na diversidade e na composição das comunidades de formigas em função da transformação de habitats naturais em agrossistemas pode afetar o papel das formigas como predadores. Da mesma forma, ainda não é claro como a proximidade de remanescentes com vegetação natural aos agrossistemas pode influenciar na diversidade de formigas, assim como sua função como predadoras. Assim, neste estudo foi avaliado o efeito da transformação das áreas naturais em agrossistemas na estrutura das comunidades de formigas e nas taxas de predação pelas formigas. Também foi avaliada a importância da proximidade de áreas com vegetação natural na diversidade de espécies e na função predatório das formigas. Mais especificamente foi avaliado (1) a perda na diversidade de espécies de formigas e de potenciais formigas predadoras entre as reservas com vegetação natural e os agrossistemas; (2) o efeito da proximidade das reservas na riqueza de espécies de formigas e na riqueza de formigas predadoras nos agrossistemas; (3) baseado na hipótese de seguridade e de efeito amostral, se eventuais perdas de diversidade resultam em menor taxa de predação por formigas; (4) a perda da função predatória pelas formigas nos agrossistemas e

(5) se a proximidade das reservas com vegetação natural aos agrossistemas influencia na função predatória das formigas.

Métodos

Área de estudo

As coletas foram realizadas em seis áreas de monocultura de soja, sorgo ou milho e nas reservas naturais adjacentes a estas culturas. Três destas áreas estão situadas próximas a cidade de Uberlândia, MG (18° 56' S, 48° 18'O) e três estão próximas a Monte Alegre de Minas, MG (18° 52' S, 48° 52' O). A região tem um clima tropical caracterizado por um inverno seco durante os meses de maio a agosto e um verão chuvoso, geralmente de setembro a abril, com precipitação anual de 1600 mm e temperatura média anual de 20 – 25 °C (Rosa et al. 1991). As coletas foram realizadas na época chuvosa entre 2008 e 2009, acompanhando a época de plantio que vai de novembro a março. As áreas estão localizadas dentro de propriedades agrícolas, sendo elas a Fazenda Experimental Água Limpa, a Fazenda Sucupira, a Floresta do Lobo e a Fazenda Gaia. As áreas de coleta dentro das propriedades foram selecionadas de forma que fosse possível fazer todos os transectos nas reservas, tendo o último transecto a mesma distância de todas as bordas do fragmento.

As reservas adjacentes ao plantio correspondem a fragmentos de vegetação com tamanho que variam entre 39,28 ha a 148,75 ha e estão dentro do ecossistema Cerrado (Batalha 2011), variando entre cerrado ralo, cerrado denso e cerradão.

Coleta das formigas

Foram coletadas formigas epigéicas e formigas hipogéicas com metodologia descrita no 2º capítulo desta tese. As formigas epigéicas foram coletadas com armadilhas pitfall compostas de copos plásticos de 300 ml preenchidos até 1/3 com álcool a 70% com glicerina e na borda dos copos foram colocados pedaços de sardinha como atrativo para as formigas.

As formigas hipogéicas foram coletadas com armadilhas subterrâneas (Capítulo 2) colocadas a 20 cm de profundidade no solo expostas por 7 dias no campo. Dentro das armadilhas foi colocada isca de sardinha misturada com óleo de dendê e como atrativo adicional também foi colocado 20 ml de uma mistura de óleo de soja (90%) e óleo de dendê (10%) no buraco feito para a colocação das armadilhas subterrâneas (Capítulo 2).

As armadilhas foram dispostas em transectos de 200 m, alternando entre armadilhas na superfície e armadilhas subterrâneas, como descrito no 2º capítulo desta tese. Nas reservas foram feitos sete transectos colocados distantes 3, 20, 40, 60, 100, 140 e 180 m da borda mais próxima da monocultura, totalizando 70 armadilhas (35 armadilhas de cada tipo). Nas monoculturas foram colocados 10 transectos dispostos a 3, 20, 40, 60, 100, 140, 180, 260, 340 e 420 m da borda mais próxima da reserva, totalizando 100 armadilhas (50 armadilhas de cada tipo). Para obter um maior número amostral nas análises dos dados, em cada ambiente foram formados grupos com dois transectos cada (o primeiro com o segundo transecto, o terceiro com o quarto e assim sucessivamente), sendo 3 grupos com 2 transectos cada nas reservas e 5 grupos com 2 transectos cada nas monoculturas. As formigas coletadas foram separadas em gênero (Bolton et al. 2007) e depois em morfoespécie ou espécie após comparação com material identificado por especialistas e com coleção de referência. Os espécimens estão depositados na Coleção Entomológica da Universidade Federal de Uberlândia.

As espécies de formigas foram distribuídas em diferentes grupos funcionais usando uma versão modificada do que é proposto por Andersen (1995) e Silvestre et al. (2003) como também descrito no 3º capítulo da tese. Porém, neste capítulo foram considerados apenas os grupos funcionais que incluem as espécies com potencial predatório, como os grupos Predador, Oportunista, Generalistas e Correição.

Experimento de predação

Para testar a taxa de predação pelas formigas foram utilizadas lagartas artificiais feitas com massa de modelar atóxica e inodora (Figura 1A e B), como proposto por Howe et al. (2009). As lagartas artificiais foram confeccionadas com massa de modelar verde (Faber-Castell) para simular lagartas presentes nas monoculturas e que são potenciais presas. As lagartas artificiais apresentavam formato cilíndrico, com 0,2 cm de diâmetro e 3,5 cm de comprimento e foram feitas com o auxílio de um instrumento cilíndrico para confecção de objetos de artesanato.

Diversos estudos têm utilizado massa de modelar para verificar as taxas de predação em ovos artificiais (Bayne et al. 1997; Purger et al. 2008), répteis (Brodie 1993; Steffen 2009) e invertebrados (Fáveri et al. 2008; Howe et al. 2009). A maioria dos estudos utiliza massa de modelar, principalmente de plasticina, como presas artificiais por ser macia e flexível e por aderir facilmente em contato com objetos (Steffen 2009). Por tais características, os ataques de predadores deixam marcas nas presas artificiais que muitas vezes permitem a identificação do predador (Brodie 1993). No entanto, em estudos pilotos realizados anteriormente foi observado que a massa de modelar feita de plasticina derrete mais rapidamente e esfarela com maior facilidade do que massa de modelas feita de plastilina, que também é macia e flexível, o que também permite que os predadores deixem marcas que podem ser reconhecidas.

Foram colocadas 10 lagartas artificiais em cada transecto feito para a coleta das formigas epigéicas e hipogéicas nas reservas e nas monoculturas. Em cada ponto onde foram colocadas armadilhas para a coleta de formigas, foi colocada uma lagarta artificial no solo (Fig. 1A) e uma na vegetação (Fig. 1B). As massinhas foram pregadas no solo com um alfinete de 2,5 cm de comprimento e na vegetação, também com um alfinete de 2,5 cm de comprimento e adesivo de contato, como proposto por Howe et al. (2009). Nas monoculturas, as massinhas foram colocadas em folhas escolhidas arbitrariamente a uma altura máxima de

40 cm do solo. Já nas reservas, as massinhas foram colocadas em folhas de arbustos ou plântulas também a uma altura máxima de 40 cm do solo.

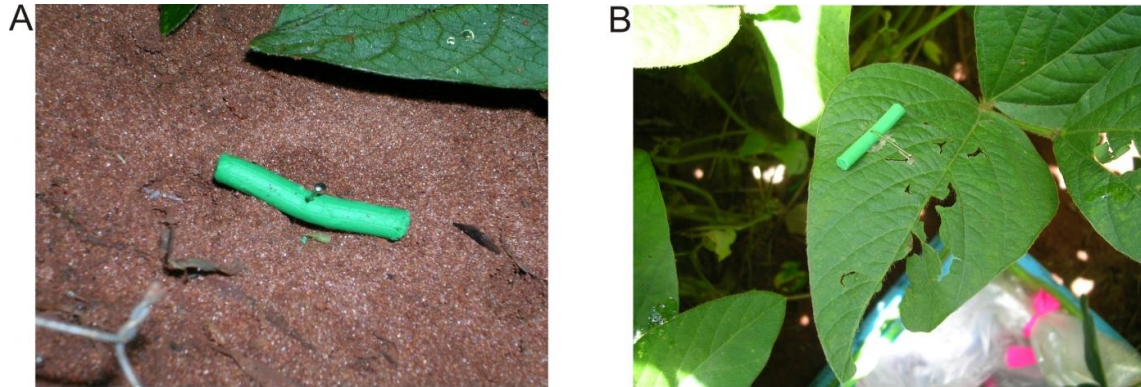


Figura 1. (A) massinha colocada no solo (B) massinha colocada em folha de soja.

As massinhas foram recolhidas após 48 horas e observadas em relação às marcas deixadas por insetos. Para relacionar o tipo de marca deixadas nas massinhas à um predador específico, foram feitos testes expondo as lagartas artificiais a vários grupos de insetos (ex. coleóptero, formigas e gafanhotos) e também foram feitas observações no campo (Fig. 2). Foi considerado predação por formigas quando as massinhas apresentavam marcas características de mandíbulas de formigas (Fig. 2A e B).

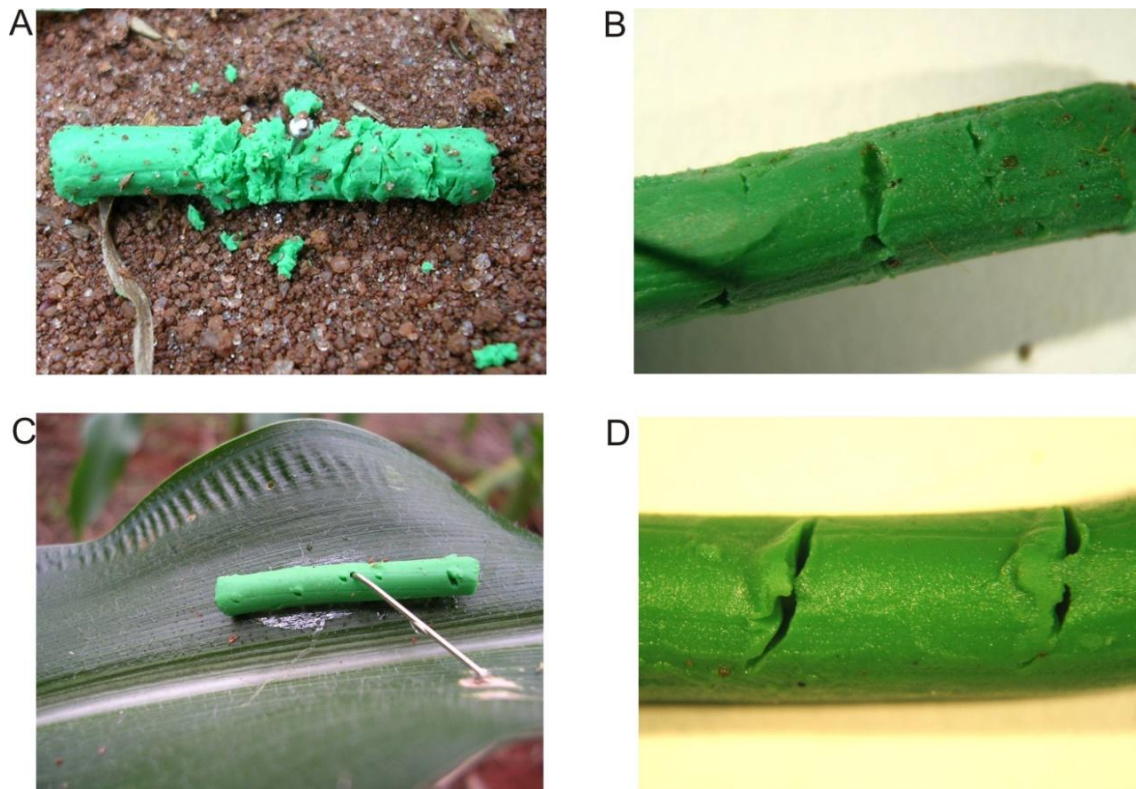


Figura 2. (A) massinha no solo atacada por formigas, (B) massinha no solo com marca de mandíbula de formiga, (C) massinha na vegetação com marca de mandíbula provavelmente de vespa e (D) massinha no solo com marca de mandíbula de coleóptero.

No subsolo, o experimento de predação foi realizado em dois anos consecutivos (2009 e 2010), na estação chuvosa. Foram utilizadas 10 armadilhas em cada transecto nas reservas e nas monoculturas, que foram colocadas nos mesmo pontos para a coleta das formigas, sendo cinco armadilhas colocadas a 5 cm de profundidade e cinco a 20 cm de profundidade, alternadamente, mantendo uma distância de 20 m uma da outra. As armadilhas eram constituídas de frascos plástico de quatro cm de altura e 10 cm de diâmetro, com tampa, e com oito furos radiais de 0,5 cm de diâmetro para a entrada das formigas (Fig. 3A). No interior de cada frasco foi colocada uma larva de tenébrio (*Tenebrio molitor*) (Fig. 3B) e na lateral externa foi passada com um pincel uma mistura de óleo de soja (90%) e óleo de dendê (10%) como atrativo para as formigas. As larvas foram expostas à predação por formigas por um período de 48 horas. Foi considerado predação quando as larvas estavam mortas e

restando apenas parte do exoesqueleto (Fig. 3C e D), quando havia formigas ainda dentro das armadilhas sobrepujando a larva (Fig. 3B e D) ou quando não havia nenhum resquício da larva dentro das armadilhas, considerado que foi observado que algumas espécies de formigas podem carregar as larvas para fora das armadilhas. Em testes realizados no laboratório, 10 armadilhas contendo uma larva de tenébrio (*Tenebrio molitor*) foram enterradas dentro de baldes coberto com terra. Das 10 armadilhas, apenas em uma foi observado que a larva conseguiu escapar através do buraco da lateral da armadilha, provavelmente devido à parede interna da armadilha estar suja com terra. Assim, as armadilhas eram limpas antes de serem utilizadas no experimento. As formigas presentes nas armadilhas de predação foram coletadas e incluídas no levantamento das espécies presentes no subsolo.

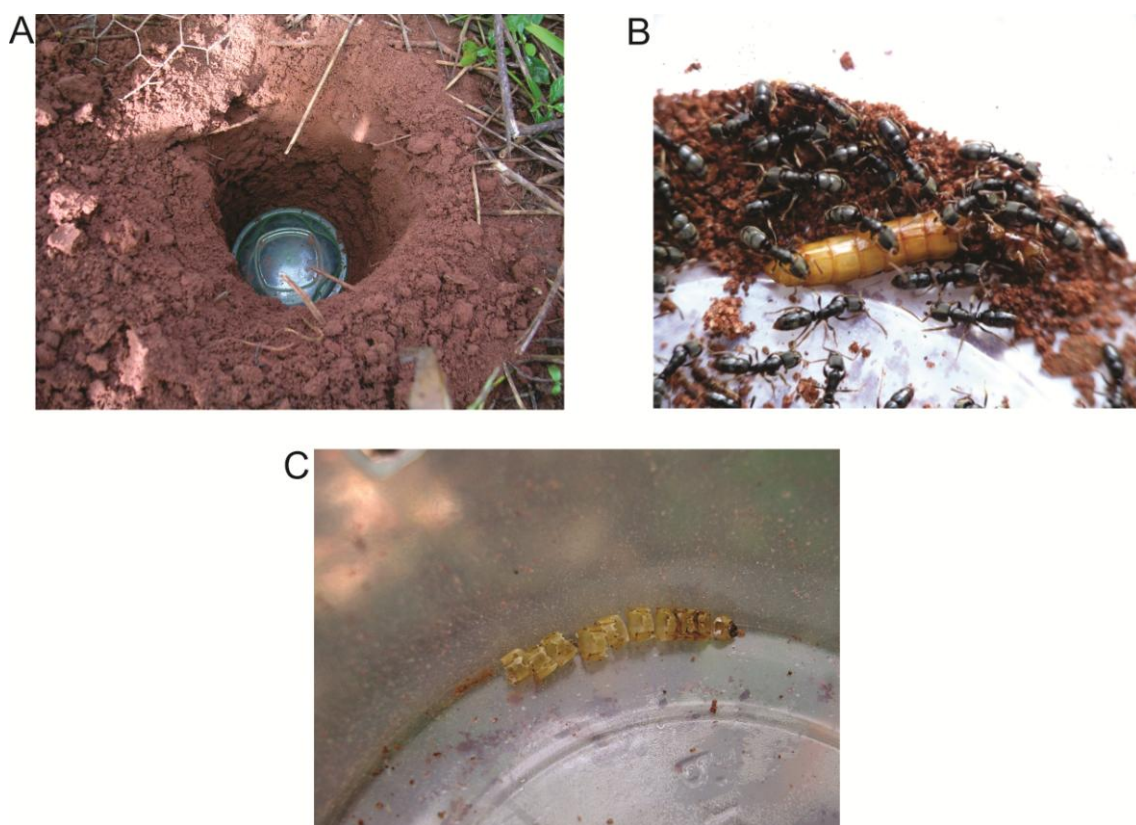


Figura 3. (A) Armadilha de predação colocada a 20 cm de profundidade no solo, (B) larva de *Tenebrio molitor* sendo predado por uma espécie de formiga do gênero *Hypoponera* e (C) exoesqueleto de larva de *Tenebrio molitor* dentro da armadilha.

Análise dos dados

Foi realizada análise de variância aninhada (nested ANOVA) para verificar diferenças na riqueza e abundância média de formigas por transecto entre as reservas com vegetação natural e as monoculturas na superfície e no subsolo. Nesta análise o tipo de habitat foi o fator principal e o local de coleta o fator aninhado. Também foi realizada ANOVA aninhada para comparar a abundância média de indivíduos de cada grupo funcional entre as reservas e as monoculturas na superfície e no subsolo. Para comparar a riqueza de espécies, a abundância média de espécies e a abundância média dos grupos funcionais entre as distâncias da borda da reserva e da monocultura foi utilizada análise de variância de um fator, tendo sido realizadas análises em separado para cada tipo de habitat (reserva ou monocultura).

Foi feita análise de co-variância (ANCOVA) para analisar a relação entre as taxas de predação e a riqueza e abundância de formigas na superfície do solo e no subsolo. Neste caso a variável explicativa foi a riqueza (ou a abundância de formigas) média por local em cada armadilha e a variável resposta foi a taxa de predação (% de larvas ou massinhas atacadas por formigas). Também foi levado em consideração o tipo de hábitat como variável explicativa e testada sua influência na análise. Para comparar as taxas de predação entre as reservas e as monoculturas e entre as diferentes distâncias da borda das reservas e das monoculturas na superfície, no subsolo e na vegetação também foi utilizada ANOVA. Todas as análises e os gráficos foram feitos usando o programa SYSTAT (SPSS 2000).

Resultados

Foram coletadas 213 espécies de formigas (4810 ocorrências de espécies) distribuídas em 49 gêneros e nove subfamílias (Anexo 1). Myrmicinae foi a subfamília que apresentou maior riqueza, com 118 espécies de formigas, seguida de Formicinae, com 27 espécies e Ponerinae, com 19 espécies (Anexo 1). Os gêneros que apresentaram maior número de

espécies foram *Pheidole* (49 espécies) e *Camponotus* (23 espécies) (Anexo 1). Na superfície do solo foram coletadas 205 espécies de formigas (média = 94,2 espécies por local), enquanto que no subsolo foram amostradas 71 espécies (média = 21,8 espécies por local) (Anexo 1).

A riqueza de espécies de formigas na superfície diferiu significativamente entre as reservas e as monoculturas ($F_{1,10} = 12,8$; $P = 0,005$, Fig. 4A), sendo o número de espécies coletadas nas reservas o dobro das espécies coletadas nas monoculturas. No entanto, não houve diferença significativa na riqueza de espécies formigas no subsolo entre as reservas e as monoculturas ($F_{1,10} = 1,43$; $P > 0,10$, Fig. 4B). Ao contrário, o número médio de indivíduos na superfície não diferiu entre os ambientes ($F_{1,10} = 1,37$; $P > 0,25$, Fig. 4C), porém, no subsolo o número médio de indivíduos foi significativamente maior nas reservas do que nas monoculturas ($F_{1,10} = 5,47$; $P < 0,05$, Fig. 4D).

A distância da borda não afetou a estrutura das comunidades das formigas nem na superfície e nem no subsolo (Fig. 4). A riqueza de espécies foi similar entre as distâncias da borda nas reservas (superfície: $F_{2,15} = 0,797$, $P = 0,469$; subsolo: $F_{2,15} = 0,20$, $P = 0,821$, Fig. 4A e B) e nas monoculturas (superfície: $F_{4,25} = 0,039$, $P = 0,997$; subsolo: $F_{4,25} = 0,664$, $P = 0,623$, Fig. 4A e B). Da mesma forma, não houve diferença significativa na abundância média das espécies entre as distâncias da borda nas diferentes profundidades nas reservas (superfície: $F_{2,15} = 0,490$, $P = 0,622$; subsolo: $F_{2,15} = 0,031$, $P = 0,969$, Fig. 4C e D), e nas monoculturas (superfície: $F_{4,25} = 0,022$, $P = 0,999$; subsolo: $F_{4,25} = 0,537$, $P = 0,710$, Fig. 4C e D).

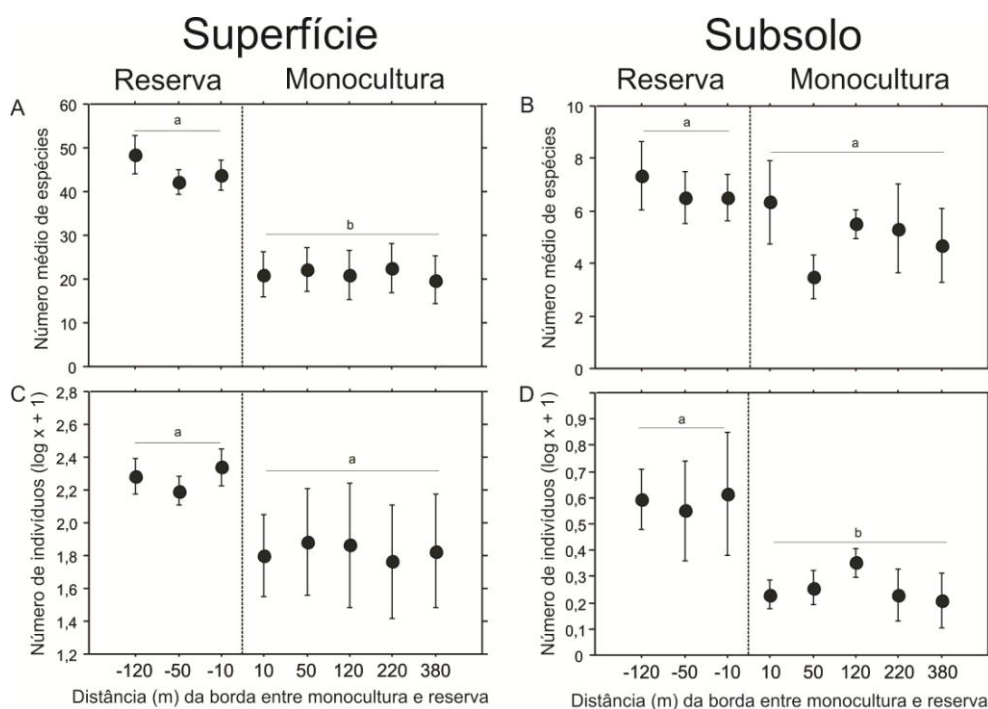


Figura 4. Número médio de espécies e abundância total de formigas ($\pm ep$) a diferentes distâncias da borda entre a reserva e a monocultura. (A) espécies coletadas na superfície, (B) espécies coletadas no subsolo, (C) abundância total de indivíduos na superfície e (D) no subsolo. Os valores representam o número ($\pm ep$) médio por transecto. * Valores médios seguidos pela mesma letra não diferem significativamente entre si.

Dentre os potenciais predadores, a abundância média de indivíduos do grupo Correição foi significativamente diferente entre as reservas e as monoculturas apenas no subsolo ($F_{1,10} = 6,41$; $P < 0,05$, Fig. 5A e B), enquanto a abundância média de indivíduos do grupo Predador foi maior nas reservas do que nas monoculturas apenas na superfície ($F_{1,10} = 14,9$; $P < 0,005$, Fig. 5C e D). No entanto, não houve diferença entre os ambientes na abundância média de espécies para o grupo Generalista nas duas profundidades (superfície: $F_{1,10} = 0,43$; $P > 0,5$; subsolo: $F_{1,10} = 0,73$; $P < 0,5$, Fig. 5E e F) e para o grupo Oportunista na superfície ($F_{1,10} = 0,09$; $P = 0,5$, Fig. 5G e H).

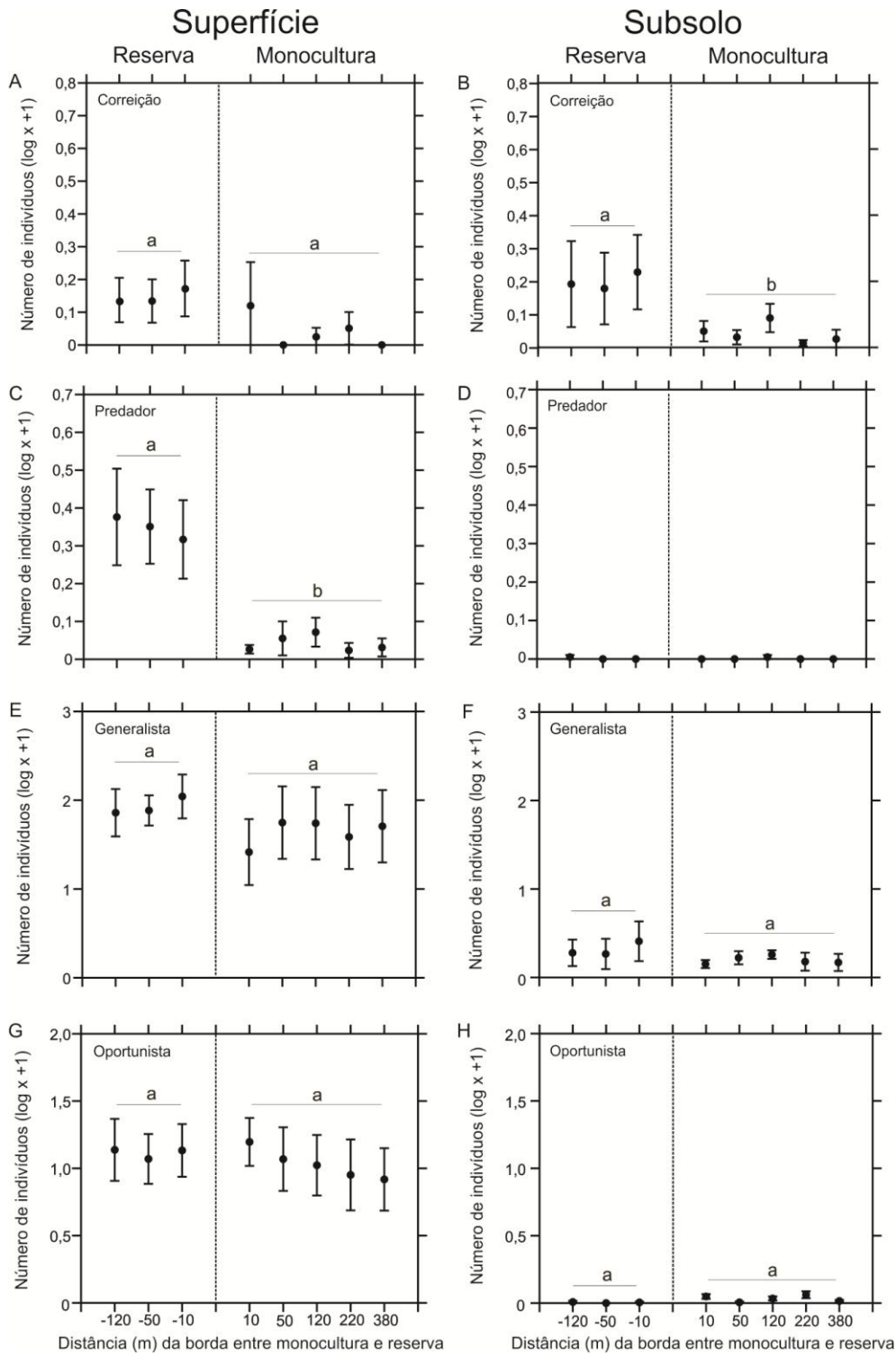


Figura 5. Abundância média total por transecto ($\pm ep$) dos grupos funcionais a diferentes distâncias da borda da reserva e da monocultura. (A) indivíduos do grupo Correição na superfície e (B) no subsolo, (C) indivíduos do grupo Predador na superfície e (D) no subsolo, (E) indivíduos do grupo Generalista na superfície e (F) no subsolo, (G) indivíduos do grupo Oportunista na superfície e (H) no subsolo. * Valores médios seguidos pela mesma letra não diferem significativamente entre si.

A distância da borda também não afetou a abundância dos grupos funcionais (Fig. 5). O número médio de indivíduos do grupo Correição foi o mesmo nas diferentes distâncias na reserva nas duas profundidades (superfície: $F_{2,15} = 0,103$, $P = 0,90$; subsolo: $F_{2,15} = 0,09$, $P = 0,92$, Fig. 5A e B) e na monocultura nas duas profundidades (superfície: $F_{4,25} = 0,73$, $P = 0,58$; subsolo: $F_{4,25} = 1,296$, $P = 0,30$, Fig. 5A e B). O mesmo foi observado para o grupo Generalista tanto na reserva (superfície: $F_{2,15} = 0,23$, $P = 0,80$; subsolo: $F_{2,15} = 0,23$, $P = 0,80$, Fig. 5E e F) quanto na monocultura (superfície: $F_{4,25} = 0,16$, $P = 0,96$; subsolo: $F_{4,25} = 0,39$, $P = 0,81$, Fig. 5E e F). Já o grupo Predador não apresentou diferença no número médio de indivíduos nas diferentes distâncias apenas na superfície dos dois ambientes (reserva: $F_{2,15} = 0,09$, $P = 0,92$; monocultura: $F_{4,25} = 0,59$, $P = 0,67$, Fig. 5C). O grupo Oportunista também não apresentou diferença no número médio de indivíduos nas diferentes distâncias apenas na superfície dos dois ambientes (reserva: $F_{2,15} = 0,04$, $P = 0,96$; monocultura: $F_{4,25} = 0,28$, $P = 0,89$, Fig. 5G). Para estes dois últimos grupos não foi comparado o número de indivíduos entre as distâncias da borda no subsolo devido à baixa frequência de espécies destes grupos coletadas nessa profundidade (Fig. 5 D e H).

Predação por formigas nas reservas e nos agrossistemas

Os resultados mostraram que não existe uma relação entre as taxas de predação na superfície e o número de espécies ($F_{1,9} = 0,79$, $P = 0,40$; Fig. 6A) e a abundância média de formigas por armadilha ($F_{1,8} = 1,54$, $P = 0,25$; Fig. 6B), sendo que o efeito da abundância de formigas interagiu com o hábitat ($F_{1,8} = 7,76$, $P = 0,024$), indicando que as taxas de predação tendem à aumentar com a abundância na superfície nas monoculturas, mas não nas reservas. Da mesma forma, não houve relação entre as taxas de predação no subsolo e o número de espécies de formigas ($F_{1,9} = 3,19$, $P = 0,11$; Fig. 6C) e a abundância média de espécies ($F_{1,9} = 2,36$, $P = 0,16$; Fig. 6D). Porém, a relação entre a abundância de formigas e a predação no subsolo foi significativa depois da remoção de um valor outlier ($F_{1,8} = 26,94$, $P = 0,001$).

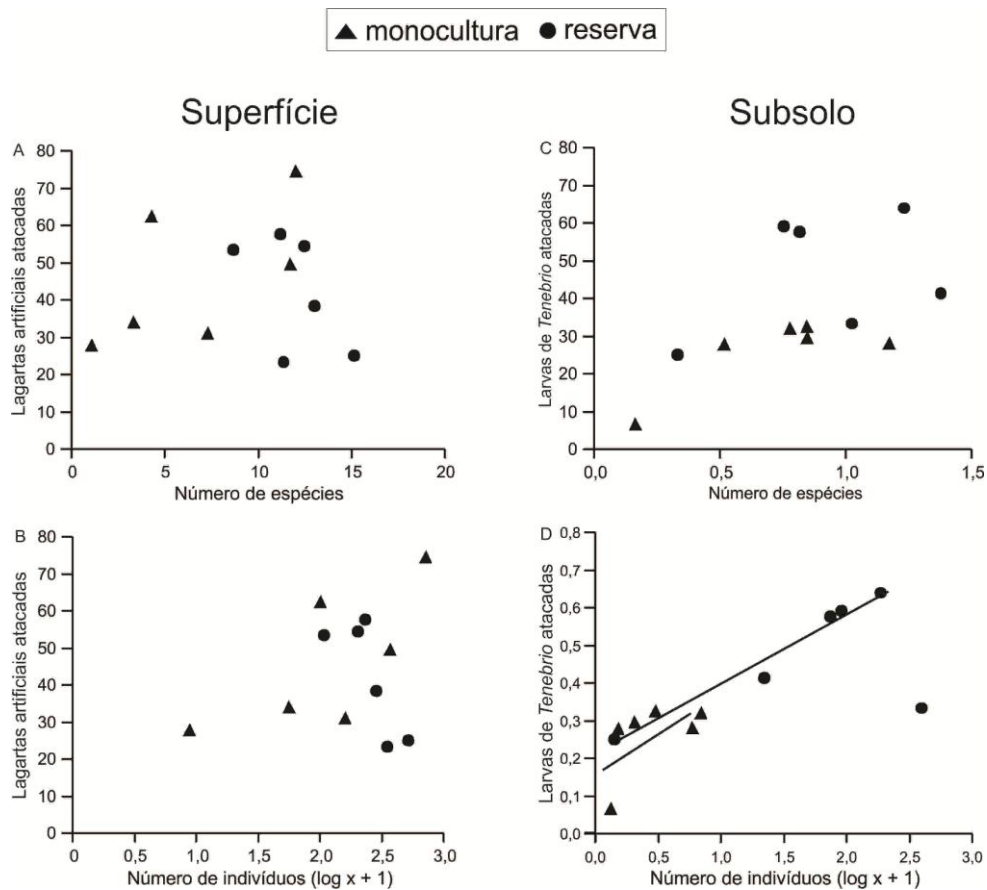


Figura 6. Relação entre a porcentagem de lagartas atacadas na superfície e o número médio de espécies de formigas (A) e o número médio de indivíduos de formigas por armadilha (B). Relação entre a porcentagem de larvas de *Tenebrio* atacadas no subsolo e o número de espécies de formigas (C) e o número de indivíduos de formigas (D) por armadilha.

Não houve diferença na porcentagem de predação média entre as reservas e as monoculturas na superfície do solo ($F_{1,10} = 0,18$; $P > 0,50$, Fig. 7A) e na vegetação ($F_{1,10} = 0,50$; $P > 0,50$, Fig. 7A). Porém, a predação foi significativamente diferente entre os ambientes no subsolo ($F_{1,10} = 7,93$; $P < 0,025$), ocorrendo mais predação nas reservas do que nas monoculturas (Fig. 7B).

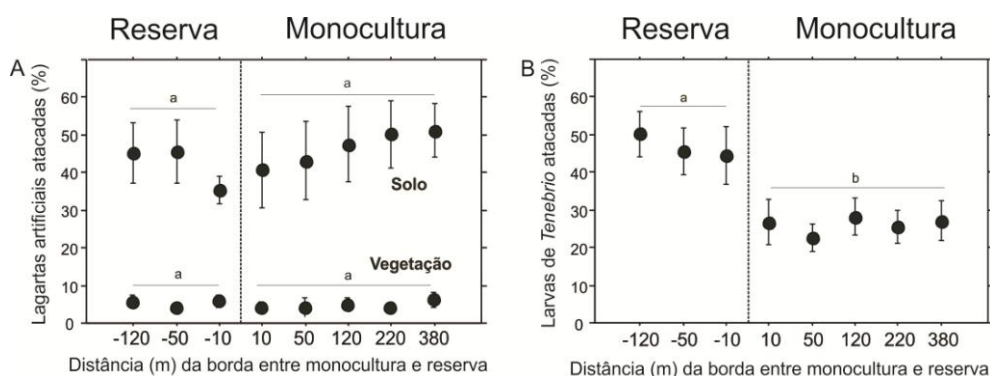


Figura 7. Porcentagem de lagartas artificiais atacadas na superfície do solo e na vegetação (A) e porcentagem de larvas de *Tenebrio molitor* atacadas (\pm ep) no subsolo (B) a diferentes distâncias da borda entre a reserva e a monocultura.

Nas reservas não houve diferença significativa na porcentagem de predação entre as distâncias da borda na superfície do solo ($F_{2,15} = 0,699$; $P = 0,512$, Fig. 7A), na vegetação ($F_{2,15} = 0,488$; $P = 0,623$, Fig. 7A) e no subsolo ($F_{2,15} = 0,195$; $P = 0,825$, Fig. 7B). O mesmo foi observado nas monoculturas, em que também não foi encontrada diferença significativa na porcentagem de predação entre as distâncias da borda na superfície do solo ($F_{4,25} = 0,231$; $P = 0,918$, Fig. 7A), na vegetação ($F_{4,25} = 0,282$; $P = 0,887$, Fig. 7A) e no subsolo ($F_{4,25} = 0,179$; $P = 0,947$, Fig. 7B).

Discussão

Efeito da conversão das áreas naturais em monoculturas na função predatória das formigas

Os resultados indicam que a conversão de áreas naturais em agrossistemas diminui a diversidade total de formigas e, conseqüentemente, a diversidade de formigas potencialmente predadoras. As taxas de predação na superfície, tanto no solo quanto na vegetação, não diferiram entre as reservas e as monoculturas apesar de as reservas apresentarem maior riqueza de espécies do que as monoculturas, inclusive de espécies do grupo Predador. No

entanto, a similaridade na abundância de formigas entre os dois tipos de habitats indica que a atividade das formigas pode ser considerada o principal fator responsável pela atividade predatória nas monoculturas. Já no subsolo a taxa de predação foi duas vezes maior nas reservas do que nas monoculturas. Isto se deve, provavelmente, ao maior número de indivíduos de formigas hipogéicas encontradas no subsolo das reservas em comparação às monoculturas, indicando uma maior atividade destas formigas nas reservas. Neste sentido, é possível inferir que ao contrário do que é proposto nas hipóteses de seguridade (Perfecto et al. 2004) e efeito amostral (Loreau & Hector 2001), a atividade das formigas tem maior importância na função predatória do que a riqueza de espécies.

A similaridade encontrada na taxa de predação entre as monoculturas e as reservas na superfície pode estar relacionada à similaridade no número de indivíduos de espécies oportunistas e generalistas nas monoculturas. Este resultado poderia ser uma resposta às mudanças estruturais do habitat como cobertura vegetal, quantidade de serapilheira, umidade e insolação. Ambientes menos heterogêneos, como é o caso dos agrossistemas, são mais favoráveis à dominância de espécies generalistas e agressivas, que competem com outras espécies, ocasionando numa estrutura de comunidade mais homogênea (Perfecto & Snelling 1995). No grupo Generalista e Oportunista estão inseridas espécies agressivas, que competem com outras espécies pelos recursos e podem agir como predadoras de outros insetos como, por exemplo, a espécie *Solenopsis saevissima* e espécies do gênero *Dorymyrmex*. Nas monoculturas, *Dorymyrmex* sp.1 foi a espécie mais frequente, coletada em 161 das 478 amostras colocadas na superfície e *Solenopsis saevissima* foi a espécie mais abundante, com 20.205 indivíduos coletados na superfície. As espécies de formigas do grupo no qual *S. saevissima* está inserida, são capazes de colonizar rapidamente habitats perturbados e de manter grandes populações nesses locais (Perfecto & Vandermeer 1996; Risch & Carroll 1982). Muitos estudos têm mostrado que estas espécies de *Solenopsis*, conhecidas como

formigas de fogo, podem ter importante função no controle biológico de pragas em agrossistemas por diminuir a diversidade de outros artrópodes (Risch & Carrol 1982; Risch & Carroll 1982). Por outro lado, a alta dominância dessas espécies pode levar a diminuição da riqueza por estas competirem fortemente pelos recursos com outras espécies (Majer et al. 1994; Risch & Carrol 1982; Risch & Carroll 1982).

No subsolo, a taxa de predação foi maior nas reservas devido ao maior número de indivíduos de formigas hipogéicas no subsolo das reservas do que das monoculturas, o que denota uma maior atividade destas formigas nas reservas. De fato, os resultados mostram uma relação positiva e significativa entre a taxa de predação e o número de indivíduos de formigas no subsolo. Além disso, a queda na taxa de predação nas monoculturas pode ser um efeito da perda de espécies do grupo *Correição*, que de fato foi mais abundante no subsolo das reservas do que nas monoculturas. Espécies de formigas de *correição* formam grupos de milhares de indivíduos que forrageiam juntos e ao encontrar uma fonte de alimento recrutam um maior número de indivíduos possíveis (Gotwald 1995). Dentre as espécies hipogéicas, as formigas de *correição* são as que apresentam maiores colônias, com milhares de indivíduos e por isso são as principais formigas potencialmente predadora nesse estrato (Holldobler & Wilson 1990).

Áreas de agricultura com manejo intenso não suportam grande biomassa de invertebrados e a fragmentação gera barreiras que algumas espécies de formigas de *correição* não conseguem ultrapassar (Delabie et al. 2007). Em plantações de café no Panamá, Roberts et al. (2000) observaram que formigas de *correição* ocorrem em áreas de plantações sombreadas e em florestas, mas não em plantações expostas ao sol. As mudanças na estrutura do hábitat entre as reservas e as monoculturas explicariam uma maior abundância de formigas hipogéicas e de formigas de *correição* nas reservas do que as monoculturas. A diversidade de formigas de *correição*, assim como sua história natural e serviços ecológicos são pouco

estudados, particularmente em habitats de savana como o Cerrado brasileiro ou até mesmo agrossistemas (Monteiro et al. 2008).

Importância das áreas naturais próximas a monoculturas para a diversidade de espécies e a manutenção da função predatória das formigas

Ao contrário do que era esperado, as taxas de predação se mantiveram iguais a diferentes distâncias da borda das reservas naturais e das monoculturas tanto na superfície quanto no subsolo. Isto se deve à estrutura das comunidades de formigas na superfície e no subsolo também não ser afetada pelo menos até 420 m de distância. Estes resultados indicam que a diversidade de formigas e a função predatória nas monoculturas podem ser mantidas ao menos até 420 m de distância das reservas com vegetação natural. Ainda, pode-se inferir que a distância máxima das reservas assumida para as monoculturas neste estudo não foi o suficiente para detectar um efeito negativo na diversidade de formigas e na predação.

A similaridade no número de espécies até 420 m de distância das reservas na superfície do solo pode estar relacionada à presença de algumas poucas espécies de formigas que são favorecidas pelas condições ambientais presentes nos agrossistemas e por isso conseguem se manter a longas distâncias das áreas naturais. Nesse sentido, a similaridade nas taxas de predação até 420 m de distância das reservas pode ser explicada pela abundância dessas espécies de formigas, principalmente espécies pertencentes ao grupo Generalista e Oportunista. Dentre estas se destaca a espécie *S. saevissima*, que está inserida em um grupo de espécies que possuem grandes colônias, que podem cobrir uma grande área de forrageamento, sendo que indivíduos de uma única colônia podem forragear a mais de 15 metros de distância. Neste caso, as reservas com vegetação natural próximas aos cultivos são importantes fontes de espécies, uma vez que algumas delas como, por exemplo, as formigas de correição, são muito sensíveis às modificações ambientais (Delabie et al. 2007) e utilizam as áreas de cultivo mais próximas das reservas apenas para forrageamento.

Muitos estudos têm mostrado que áreas com vegetação natural próximas a agrossistemas são importantes fontes de dispersão de animais, sendo observado um declínio no número de espécies com o aumento da distância dessas áreas e conseqüentemente uma diminuição na função das espécies e dos serviços ecológicos (Carvalho et al. 2010; De Marco & Coelho 2004; Steffan-Dewenter & Tschardtke 1999). No entanto, esse efeito nem sempre é negativo, dependendo do grupo biológico estudado e da estrutura dos habitats amostrados. Carvalho et al. (2010), por exemplo, também não encontraram diferença na riqueza e na abundância de formigas em plantações de manga até 700 m de distância das reservas naturais mais próximas. Entretanto, a distância das reservas naturais parece afetar especialmente espécies polinizadoras como, por exemplo, abelhas (Jauker et al. 2009; Steffan-Dewenter & Tschardtke 1999). Alguns estudos têm mostrado uma relação negativa entre a riqueza de espécies polinizadoras e o aumento da distância das reservas naturais mesmo a poucas distâncias das reservas (ex. < 100 m) e conseqüentemente um declínio nos serviços ecológicos devido a estas espécies necessitarem voltar aos ninhos por utilizarem os cultivos apenas para forragear (De Marco & Coelho 2004; Steffan-Dewenter & Tschardtke 1999). A diversidade local e a heterogeneidade ambiental são importantes para as espécies polinizadoras, considerando que muitas destas espécies constroem seus ninhos em galhos de árvores e outras estruturas que não são encontradas nas plantações (De Marco & Coelho 2004). Já Jauker et al. (2009) observaram um declínio na diversidade de espécies de abelhas com o aumento da distância das áreas naturais, porém apenas em relação às áreas naturais com baixa qualidade ambiental.

Assim, é possível que devido à presença de espécies adaptadas às condições presentes nas monoculturas nidifiquem nesses ambientes a função predatória exercida pelas formigas se mantenha até maiores distâncias das reservas naturais. Além disso, as reservas com vegetação natural em melhor estado de conservação podem manter a estrutura das comunidades de

formigas nos agrossistemas até uma distância que, pelo menos, as espécies adaptadas às mudanças no ambiente consigam se estabelecer. Em contrapartida, é possível que um efeito negativo entre a diversidade de formigas e a função predatória destas e a distâncias das áreas naturais seja encontrada a distâncias muito maiores do que a estabelecida neste estudo.

Conclusões

Através dos resultados encontrados neste estudo foi possível concluir que a transformação das áreas naturais de Cerrado em agrossistemas (monoculturas) diminui a diversidade e a função predatória das formigas. Ao contrário do que é proposto pelas hipóteses de seguridade e efeito amostral, as diferenças nas taxas de predação são mediadas por mudanças na abundância das formigas e não pelas mudanças na riqueza de espécies. A função predatória das formigas na superfície não diferiu entre as reservas e as monoculturas devido à abundância de formigas nos dois tipos de habitats serem similares. Isto se deve provavelmente à ocorrência de espécies oportunistas e generalistas nas monoculturas. No subsolo, a taxa de predação foi significativamente maior nas reservas do que nas monoculturas também devido à abundância de formigas neste estrato ser duas vezes maior nas reservas do que nas monoculturas, principalmente de espécies de formigas de correição.

Apesar de muitos estudos mostrarem a importância da proximidade das áreas naturais aos agrossistemas aumentando a diversidade de espécies e os serviços ecológicos, esta relação não foi observada neste estudo. Porém, é possível que a distância máxima amostrada nas monoculturas não foi suficiente para detectar um efeito negativo entre a distância das reservas e a diversidade e a função predatória das formigas. Além disso, é possível, ao menos na superfície do solo, que as espécies presentes nas monoculturas como, por exemplo, *Solenopsis saevissima*, possam manter as taxas de predação nas monoculturas à maiores distâncias das reservas.

Referências bibliográficas

- Andersen, A. N. 1995. A Classification of Australian Ant Communities, Based on Functional Groups Which Parallel Plant Life-Forms in Relation to Stress and Disturbance. *Journal of Biogeography* **22**:15-29.
- Armbrecht, I., I. Perfecto, and E. Silverman. 2006. Limitation of nesting resources for ants in Colombian forests and coffee plantations. *Ecological Entomology* **31**:403-410.
- Batalha, M. A. 2011. O cerrado não é um bioma. *Biota Neotropica* **11**.
- Bayne, E. M., K. A. Hobson, and P. Fargey. 1997. Predation on artificial nests in relation to forest type: contrasting the use of quail and plasticine eggs. *Ecography* **20**:233-239.
- Berghoff, S. M., U. Maschwitz, and K. E. Linsenmair. 2003. Hypogaeic and epigaeic ant diversity on Borneo: evaluation of baited sieve buckets as a study method. *Tropical Zoology* **16**:153-163.
- Bolton, B., G. Alpert, P. S. Ward, and P. Naskrecki. 2007. Bolton's catalogue of ants of the world: 1758-2005 (CD-ROM). Harvard University Press, MA Cambridge.
- Brodie, I., E.D. . 1993. Differential Avoidance of Coral Snake Banded Patterns by Free-Ranging Avian Predators in Costa Rica. *Evolution* **47**:227-235.
- Carvalho, L. G., C. L. Seymour, R. Veldtman, and S. W. Nicolson. 2010. Pollination services decline with distance from natural habitat even in biodiversity-rich areas. *Journal of Applied Ecology* **47**:810-820.
- De Marco, P., and F. Coelho. 2004. Services performed by the ecosystem: forest remnants influence agricultural cultures' pollination and production. *Biodiversity and Conservation* **13**:1245-1255.
- Delabie, J. H. C., B. Jahyny, I. C. do Nascimento, C. S. F. Mariano, S. Lacau, S. Campiolo, S. M. Philpott, and M. Leponce. 2007. Contribution of cocoa plantations to the conservation of native ants (Insecta : Hymenoptera : Formicidae) with a special emphasis on the Atlantic Forest fauna of southern Bahia, Brazil. *Biodiversity and Conservation* **16**:2359-2384.
- Fáveri, S. B., H. L. Vasconcelos, and R. Dirzo. 2008. Effects of Amazonian forest fragmentation on the interaction between plants, insect herbivores, and their natural enemies. *Journal of Tropical Ecology* **24**:57-64.
- Ferro, D. N., and J. N. McNeil. 1998. Habitat enhancement and conservation of natural enemies of insects. Pages 123-132 in P. Barbosa, editor. *Conservation Biological Control*. Academic Press, San Diego, CA.

- Gotwald, W. H. 1995. *Army Ants: The Biology of Social Predation*. Cornell University Press.
- Holldobler, B., and E. Wilson 1990. *The ants*. Belknap Press of Harvard University Cambridge, MA.
- Howe, A., G. L. Lövei, and G. Nachman. 2009. Dummy caterpillars as a simple method to assess predation rates on invertebrates in a tropical agroecosystem. *Entomologia Experimentalis et Applicata* **131**:325-329.
- Jauker, F., T. Diekötter, F. Schwarzbach, and V. Wolters. 2009. Pollinator dispersal in an agricultural matrix: opposing responses of wild bees and hoverflies to landscape structure and distance from main habitat. *Landscape Ecology* **24**:547-555.
- Klein, A.-M., I. Steffan-Dewenter, and T. Tscharntke. 2006. Rain forest promotes trophic interactions and diversity of trap-nesting Hymenoptera in adjacent agroforestry. *Journal of Animal Ecology* **75**:315-323.
- Laube, I., N. Breitbach, and K. Böhning-Gaese. 2008. Avian diversity in a Kenyan agroecosystem: effects of habitat structure and proximity to forest. *Journal of Ornithology* **149**:181-191.
- Loreau, M., and A. Hector. 2001. Partitioning selection and complementarity in biodiversity experiments. *Nature* **412**:72-76.
- Majer, J. D., J. H. C. Delabie, and M. R. B. Smith. 1994. Arboreal Ant Community Patterns in Brazilian Cocoa Farms. *Biotropica* **26**:73-83.
- Monteiro, A. F. M., E. R. Sujii, and H. C. Morais. 2008. Chemically based interactions and nutritional ecology of *Labidus praedator* (Formicidae: Ecitoninae) in an agroecosystem adjacent to a gallery forest. *Revista Brasileira De Zoologia* **25**:674-681.
- Perfecto, I., and A. Castiñeiras. 1998. Deployment of the predaceous ants and their conservation in agroecosystems. Pages 269-289 in P. Barbosa, editor. *Conservation Biological Control*. Academic Press, San Diego, CA.
- Perfecto, I., and R. Snelling. 1995. Biodiversity and the transformation of a tropical agroecosystem - ants in coffee plantations. *Ecological Applications* **5**:1084-1097.
- Perfecto, I., and J. Vandermeer. 1996. Microclimatic changes and the indirect loss of ant diversity in a tropical agroecosystem. *Oecologia* **108**:577-582.
- Perfecto, I., J. H. Vandermeer, G. L. Bautista, G. I. Nuñez, R. Greenberg, P. Bichier, and S. Langridge. 2004. Greater Predation in Shaded Coffee Farms: The Role of Resident Neotropical Birds. *Ecology* **85**:2677-2681.

- Perovic, D. J., G. M. Gurr, A. Raman, and H. I. Nicol. 2010. Effect of landscape composition and arrangement on biological control agents in a simplified agricultural system: A cost-distance approach. *Biological Control* **52**:263-270.
- Philpott, S. M., and P. F. Foster. 2005. Nest-site limitation in coffee agroecosystems: Artificial nests maintain diversity of arboreal ants. *Ecological Applications* **15**:1478-1485.
- Purger, J. J., S. Csuka, and K. Kurucz. 2008. Predation survival of ground nesting birds in grass and wheat fields: Experiment with plasticine eggs and artificial nests. *Polish Journal of Ecology* **56**:481-486.
- Risch, S. J., and C. R. Carrol. 1982. The ecological role of ants in two mexican agroecosystems. *Oecologia* **55**:114-119.
- Risch, S. J., and C. R. Carroll. 1982. Effect of a Keystone Predaceous Ant, *Solenopsis Geminata*, on Arthropods in a Tropical Agroecosystem. *Ecology* **63**:1979-1983.
- Roberts, D. L., R. J. Cooper, and L. J. Petit. 2000. Use of premontane moist forest and shade coffee agroecosystems by army ants in western Panama. *Conservation Biology* **14**:192-199.
- Rosa, R., S. C. Lima, and W. L. Assunção. 1991. Abordagem preliminar das condições climáticas de Uberlândia (MG) *Sociedade & Natureza* **3**:91-108.
- Shriar, A. 2000. Agricultural intensity and its measurement in frontier regions. *Agroforestry Systems* **49**:301-318.
- Silvestre, R., C. R. F. Brandão, and R. Rosa da Silva. 2003. Grupos funcionales de hormigas: el caso de los gremios del *Cerrado*. Page XXVI + 398 in F. Fernandez, editor. *Introducción a las hormigas de la región Neotropical*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá, Colombia.
- SPSS. 2000. Systat version 10. SPSS Inc. San Francisco, California.
- Steffan-Dewenter, I., and T. Tschardt. 1999. Effects of Habitat Isolation on Pollinator Communities and Seed Set. *Oecologia* **121**:432-440.
- Steffen, J. E. 2009. Perch-height specific predation on tropical lizard clay models: implications for habitat selection in mainland neotropical lizards.(Report). *Revista de Biología Tropical* **57**:859(856).
- Swift, M. 1997. Special issue: Agricultural Intensification, Soil Biodiversity and Agroecosystem Function in the Tropics. *Applied Soil Ecology* **6**:1-2.
- Tilman, D., K. G. Cassman, P. A. Matson, R. Naylor, and S. Polasky. 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature* **418**:671-677.

- Vandermeer, J., and I. Perfecto. 1997. Editorial: The Agroecosystem: A Need for the Conservation Biologist's Lens. *Conservation Biology* **11**:591-592.
- Way, M. J., and K. C. Khoo. 1992. Role of ants in pest management. *Annu. Rev. Entomol.* **37**:479-503.
- Wilkie, K. R., A. Mertl, and J. Traniello. 2007. Biodiversity below ground: probing the subterranean ant fauna of Amazonia. *Naturwissenschaften* **94**:725-731.
- Yachi, S., and M. Loreau. 1999. Biodiversity and Ecosystem Productivity in a Fluctuating Environment: The Insurance Hypothesis. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **96**:1463-1468.

Anexo 1

Lista total das espécies de formigas coletadas na superfície e no subsolo, incluindo as espécies presentes nas armadilhas do experimento de predação, nas reservas com vegetação natural e nas monoculturas. Os valores correspondem ao número de armadilhas em que a espécie foi registrada e o número total de indivíduos coletados em parêntesis (? = não foi determinado o número de indivíduos nas armadilhas de predação).

Espécie	Reservas naturais		Monoculturas	
	Subsolo	Superfície	Subsolo	Superfície
Subfamília Amblyoponinae				
<i>Prionopelta punctulata</i>		1 (1)	6 (1)	12 (14)
Subfamília Dolichoderinae				
<i>Azteca</i> sp.1	1 (?)	5 (14)		
<i>Dolichoderus lutosus</i>		3 (3)		
<i>Dorymyrmex</i> sp.1	1 (1)	13 (205)	11 (13)	161 (4688)
<i>Dorymyrmex</i> sp.2		40 (512)		38 (334)
<i>Dorymyrmex</i> sp.4		4 (8)		8 (16)
<i>Dorymyrmex</i> sp.6		7 (61)	2 (2)	32 (427)
<i>Dorymyrmex</i> sp.7		3 (15)		
<i>Dorymyrmex</i> sp.8		1 (1)		4 (5)
<i>Dorymyrmex</i> sp.11		1 (1)		
<i>Dorymyrmex goeldii</i>		16 (382)	3 (3)	34 (244)
<i>Forelius</i> sp.2		2 (22)		2 (2)
<i>Forelius</i> sp.3		5 (166)		8 (102)
<i>Forelius albiventris</i>		2 (10)		1 (1)
<i>Forelius maranhoensis</i>		22 (168)		7 (22)
<i>Forelius pusillus</i>		1 (2)		
<i>Linepithema</i> sp.4	1 (?)	16 (41)		3 (10)
<i>Linepithema</i> sp.5		5 (39)		
<i>Linepithema aztecoides</i>	1 (?)	58 (415)		1 (1)
Subfamília Ecitoninae				
<i>Eciton vagans</i>		3 (131)		
<i>Labidus coecus</i>	4 (2)	8 (352)	10 (107)	6 (2292)
<i>Labidus mars*</i>	11 (16552)	1 (1)	9 (316)	
<i>Labidus praedator</i>	3 (1)	7 (88)		
<i>Neivamyrmex bruchi</i>	26 (7765)	4 (723)	3 (11)	1 (1)
<i>Neivamyrmex modestus</i>		3 (7)		
<i>Neivamyrmex pseudops</i>		1 (1)		
<i>Neivamyrmex punctaticeps</i>	12 (1582)		1 (1)	
<i>Nomamyrmex esenbeckii</i>		1 (2)		

Continuação da tabela do Anexo 1.

Espécie	Reservas naturais		Monoculturas	
	Subsolo	Superfície	Subsolo	Superfície
Subfamília Ectatomminae				
<i>Ectatomma</i> sp.2				6 (10)
<i>Ectatomma</i> sp.5	1 (2)	77 (981)	1 (1)	17 (5)
<i>Ectatomma brunneum</i>		14 (98)	6 (22)	74 (660)
<i>Ectatomma lugens</i>		68 (619)		
<i>Ectatomma opaciventri</i>		28 (107)	1 (1)	77 (323)
<i>Ectatomma permagnum</i>		19 (149)		
<i>Ectatomma planidens</i>		9 (355)		23 (101)
<i>Ectatomma tuberculatum</i>		8 (17)		
<i>Gnamptogenys</i> sp.1		3 (3)	1 (1)	11 (41)
<i>Gnamptogenys haenschi</i>	7 (3)	1 (1)		
<i>Gnamptogenys hartmani</i>		1 (1)		
<i>Gnamptogenys regularis</i>		13 (19)		
<i>Gnamptogenys striatula</i>		8 (20)		
<i>Typhlomyrmex</i> sp.1		2 (2)		
Subfamília Formicinae				
<i>Brachymyrmex</i> sp.2		62 (147)	3 (6)	23 (166)
<i>Brachymyrmex</i> sp.4	2 (?)	14 (105)	3 (?)	23 (125)
<i>Camponotus</i> sp.3		33 (678)		25 (145)
<i>Camponotus</i> sp.7		8 (30)		2 (2)
<i>Camponotus</i> sp.9		3 (18)		2 (13)
<i>Camponotus</i> sp.10		24 (38)	1 (1)	2 (2)
<i>Camponotus</i> sp.11		9 (261)		
<i>Camponotus</i> sp.13		9 (70)		
<i>Camponotus</i> sp.17		1 (5)		1 (7)
<i>Camponotus</i> sp.19		4 (6)		
<i>Camponotus</i> sp.22		2 (2)		
<i>Camponotus</i> sp.24		2 (43)		
<i>Camponotus</i> sp.25		1 (8)		
<i>Camponotus</i> sp.27		5 (7)		
<i>Camponotus</i> sp.40	1 (1)	42 (192)		1 (1)
<i>Camponotus arboreus</i>		1 (1)		
<i>Camponotus atriceps</i>		28 (429)		1 (3)
<i>Camponotus crassus</i>		24 (209)		2 (2)
<i>Camponotus lespesii</i>		77 (485)		
<i>Camponotus leydigi</i>		1 (5)		1 (1)
<i>Camponotus melanoticus</i>		15 (180)		1 (1)

Continuação da tabela do Anexo 1.

Espécie	Reservas naturais		Monoculturas	
	Subsolo	Superfície	Subsolo	Superfície
<i>Camponotus renggeri</i>		39 (655)		2 (9)
<i>Camponotus rufipes</i>		33 (1040)		1 (1)
<i>Camponotus scissus</i>		1 (4)		
<i>Camponotus sericeiventris</i>		41 (2072)		7 (66)
<i>Nylanderia</i> sp.1		32 (91)		
<i>Nylanderia</i> sp.4		1 (1)		
Subfamília Myrmicinae				
<i>Acromyrmex</i> sp.6	1 (1)			1 (1)
<i>Acromyrmex</i> sp.7				1 (12)
<i>Acromyrmex landolti balzani</i>		4 (16)		1 (5)
<i>Acromyrmex landolti</i>		2 (5)		4 (6)
<i>Acromyrmex subterraneus molestans</i>		6 (134)	1 (1)	66 (651)
<i>Acromyrmex subterraneus subterraneus</i>		18 (343)		6 (53)
<i>Apterostigma</i> sp.1		2 (2)		
<i>Atta laevigata</i>	1 (1)	53 (3492)		54 (762)
<i>Atta sexdens</i>		3 (20)		
<i>Cardiocondyla wroughthonii</i>		6 (11)		38 (174)
<i>Carebara brevipilosa</i>	2 (2)	24 (68)	1 (1)	1 (1)
<i>Carebara gr. lignata</i> sp.1	1 (1)			
<i>Carebara gr. lignata</i> sp.2	1 (?)	1 (2)		
<i>Carebara urichi</i>		5 (7)	1 (1)	
<i>Cephalotes</i> sp.3		1 (1)		
<i>Cephalotes</i> sp.5		1 (1)		
<i>Cephalotes</i> sp.6		1 (1)		
<i>Cephalotes clypeatus</i>		1 (18)		
<i>Cephalotes eduardulli</i>		2 (2)		
<i>Cephalotes pellans</i>		3 (3)		
<i>Cephalotes pusillus</i>	2 (2)	17 (95)		
<i>Crematogaster</i> sp.4		2 (5)		
<i>Crematogaster</i> sp.5				1 (1)
<i>Crematogaster</i> sp.6		1 (1)		
<i>Crematogaster nitidiceps</i>	1 (?)	20 (715)		
<i>Crematogaster rudis</i>	1 (?)	11 (261)	1 (1)	15 (336)
<i>Cyphomyrmex</i> sp.1		2 (4)		
<i>Cyphomyrmex</i> sp.2		5 (7)		
<i>Kalathomyrmex emeryi</i>		1 (2)		6 (12)
<i>Megalomyrmex pusillus</i>		2 (3)		

Continuação da tabela do Anexo 1.

Espécie	Reservas naturais		Monoculturas	
	Subsolo	Superfície	Subsolo	Superfície
<i>Mycocephurus goeldii</i>	1 (2)	22 (72)		80 (241)
<i>Mycocephurus cf. smithii</i>	1 (1)	5 (6)		7 (10)
<i>Myrmicocrypta</i> sp.1	1 (1)	3 (10)		1 (1)
<i>Myrmicocrypta</i> sp.2		1 (1)		
<i>Mycetagroicus</i> sp.1		3 (7)		
<i>Mycetagroicus cerradensis</i>		1 (1)		
<i>Mycetarotes</i> sp.1		1 (1)		4 (4)
<i>Nesomyrmex asper</i>		2 (2)		
<i>Ochetomyrmex</i> sp.1		1 (1)		
<i>Pheidole</i> sp.1	8 (7)	44 (3130)	39 (51)	124 (3251)
<i>Pheidole</i> sp.2	4 (2)	51 (3443)	2 (3)	14 (88)
<i>Pheidole</i> sp.3	3 (?)	8 (63)	13 (4)	29 (278)
<i>Pheidole</i> sp.3B	1 (1)	2 (3)		
<i>Pheidole</i> sp.4	1 (1)		13 (25)	29 (532)
<i>Pheidole</i> sp.5		1 (5)		2 (3)
<i>Pheidole</i> sp.8A	17 (43)	70 (1951)	9 (20)	65 (5508)
<i>Pheidole</i> sp.8B	2 (?)	29 (647)		26 (220)
<i>Pheidole</i> sp.8C		11 (257)		7 (27)
<i>Pheidole</i> sp.8E		1 (3)		1 (25)
<i>Pheidole</i> sp.10		7 (206)	1 (1)	7 (934)
<i>Pheidole</i> sp.11B	2 (29)	11 (410)		11 (134)
<i>Pheidole</i> sp.11C		4 (109)		2 (2)
<i>Pheidole</i> sp.12	1 (1)	44 (1344)	2 (2)	32 (197)
<i>Pheidole</i> sp.13	1 (2)	14 (156)		
<i>Pheidole</i> sp.14		1 (5)		
<i>Pheidole</i> sp.15		5 (110)		11 (491)
<i>Pheidole</i> sp.16	6 (10)	12 (51)	6 (17)	16 (466)
<i>Pheidole</i> sp.17	1 (2)	3 (110)	9 (9)	17 (466)
<i>Pheidole</i> sp.18		8 (52)	3 (1)	40 (801)
<i>Pheidole</i> sp.20	7 (8)	1 (12)	6 (6)	2 (2)
<i>Pheidole</i> sp.21			1 (1)	17 (84)
<i>Pheidole</i> sp.24	2 (27)	2 (726)		4 (2571)
<i>Pheidole</i> sp.25	2 (3)	19 (421)		1 (1)
<i>Pheidole</i> sp.26		6 (20)		
<i>Pheidole</i> sp.28		36 (536)		
<i>Pheidole</i> sp.29				1 (5)
<i>Pheidole</i> sp.30		2 (175)		

Continuação da tabela do Anexo 1.

Espécie	Reservas naturais		Monoculturas	
	Subsolo	Superfície	Subsolo	Superfície
<i>Pheidole</i> sp.32	1 (?)	86 (2209)		4 (5)
<i>Pheidole</i> sp.33	1 (1)	1 (10)		
<i>Pheidole</i> sp.33B		5 (34)		
<i>Pheidole</i> sp.34		15 (731)		
<i>Pheidole</i> sp.36*	2 (3)			
<i>Pheidole</i> sp.37		1 (7)		
<i>Pheidole</i> sp.38	1 (9)	14 (158)		
<i>Pheidole</i> sp.40		2 (78)		
<i>Pheidole</i> sp.42		1 (3)		5 (152)
<i>Pheidole</i> sp.43				8 (51)
<i>Pheidole</i> sp.44		2 (17)		
<i>Pheidole</i> sp.45		1 (2)		
<i>Pheidole</i> sp.50		6 (14)		5 (77)
<i>Pheidole</i> sp.51				1 (1)
<i>Pheidole</i> sp.52		1 (1)		
<i>Pheidole</i> sp.53				1 (28)
<i>Pheidole</i> sp.54		4 (24)		
<i>Pheidole</i> sp.55		1 (7)		
<i>Pheidole</i> sp.56		4 (136)		
<i>Pheidole fimbriata</i>	50 (7714)	24 (3001)		
<i>Pheidole oxyops</i>	8 (39)	99 (13937)	26 (55)	128 (13141)
<i>Pogonomyrmex naegelli</i>		3 (5)	3 (2)	83 (1509)
<i>Pyramica</i> sp.2		1 (1)		
<i>Pyramica lygatrix</i>				2 (2)
<i>Sericomyrmex</i> sp.1		13 (22)		
<i>Sericomyrmex</i> sp.2		5 (17)		
<i>Solenopsis</i> sp.1	4 (3)	46 (124)	11 (6)	35 (747)
<i>Solenopsis</i> sp.2	2 (?)	7 (62)	1 (1)	12 (361)
<i>Solenopsis</i> sp.4		22 (237)		70 (1371)
<i>Solenopsis</i> sp.5	36 (4)	45 (1220)	4 (?)	2 (24)
<i>Solenopsis</i> sp.6		5 (99)		7 (208)
<i>Solenopsis</i> sp.7	1 (?)	17 (166)	3 (?)	30 (420)
<i>Solenopsis</i> sp.8		1 (1)		
<i>Solenopsis</i> sp.9		1 (11)		
<i>Solenopsis saevissima</i>	10 (221)	4 (785)	66 (304)	78 (20205)
<i>Strumigenys</i> sp.2		4 (4)		
<i>Tetramorium simillimum</i> *	1 (2)			

Continuação da tabela do Anexo 1.

Espécie	Reservas naturais		Monoculturas	
	Subsolo	Superfície	Subsolo	Superfície
<i>Trachymyrmex</i> sp.1		4 (4)		
<i>Trachymyrmex</i> sp.2		56 (225)		
<i>Trachymyrmex</i> sp.7		3 (20)		
<i>Trachymyrmex</i> sp.8		1 (1)		
<i>Trachymyrmex</i> sp.9		2 (3)		
<i>Trachymyrmex</i> sp.10		1 (2)		
<i>Trachymyrmex</i> sp.11				1 (1)
<i>Trachymyrmex</i> sp.12		1 (2)		
<i>Trachymyrmex</i> sp.13		1 (6)		
<i>Trachymyrmex dichrous</i>		3 (10)		
<i>Trachymyrmex holmgreni</i>		3 (4)		
<i>Wasmannia auropunctata</i>	3 (36)	17 (619)	1 (1)	
<i>Wasmannia lutzi</i>		1 (1)		
Subfamília Paraponerinae				
<i>Paraponera clavata</i>		2 (2)		
Subfamília Ponerinae				
<i>Anochetus</i> sp.1		3 (3)		2 (2)
<i>Hypoponera</i> sp.6*	1 (1)			
<i>Hypoponera</i> sp.8		1 (1)		
<i>Hypoponera</i> sp.11				1 (1)
<i>Hypoponera foreli</i>		1 (2)		
<i>Hypoponera gr. punctatissima</i> sp.1*			2 (4)	
<i>Hypoponera gr. punctatissima</i> sp.2		1 (2)		
<i>Hypoponera gr. punctatissima</i> sp.3		1 (1)		
<i>Hypoponera trigona</i>		2 (3)		
<i>Odontomachus</i> sp.3		24 (6)		
<i>Odontomachus bauri</i>		7 (66)		3 (18)
<i>Odontomachus meinerti</i>	2 (?)	11 (20)		
<i>Pachycondyla</i> sp.4		19 (57)		
<i>Pachycondyla</i> sp.10	4 (?)			
<i>Pachycondyla goeldi</i>		1 (1)		
<i>Pachycondyla guyanensis</i> *	1 (4)			
<i>Pachycondyla harpax</i>		22 (64)		
<i>Pachycondyla villosa inversa</i>		14 (18)		
<i>Pachycondyla obscuricornis</i>		45 (120)		7 (12)
<i>Pachycondyla striata</i>		20 (70)		2 (2)
Subfamília Pseudomyrmicinae				

Continuação da tabela do Anexo 1.

Espécie	Reservas naturais		Monoculturas	
	Subsolo	Superfície	Subsolo	Superfície
<i>Pseudomyrmex</i> sp.1		3 (3)		
<i>Pseudomyrmex</i> sp.2		10 (13)		
<i>Pseudomyrmex</i> sp.3		3 (4)		
<i>Pseudomyrmex</i> sp.4		4 (6)		
<i>Pseudomyrmex</i> sp.5		9 (38)		
<i>Pseudomyrmex</i> sp.6		2 (2)		
Total (213 espécies)	270 (34093)	2360 (56429)	286 (1003)	1851 (66582)

Conclusões gerais

Esta tese apresenta importantes resultados para a conservação do Cerrado, mostrando a importância do mosaico de formações vegetais para a diversidade de espécies e como mudanças na vegetação natural em função das práticas agrícolas afetam a diversidade de espécies e as funções ecológicas prestadas por essas espécies.

Primeiramente foi concluído que as diferentes formações vegetais presentes no Cerrado suportam alta riqueza de espécies de formigas e que esta varia em função das mudanças na estrutura ambiental entre as formações. Tanto a riqueza quanto a composição de espécies entre as parcelas amostradas podem ser explicadas pela heterogeneidade ambiental, mediada através da complexidade e da variabilidade de recursos. Ambientes mais heterogêneos apresentam maior disponibilidade de recursos para espécies de formigas generalistas e também uma maior variedade de itens para espécies especialistas (Gardner et al. 1995; Ribas et al. 2003; Sarty et al. 2006). As mudanças encontradas na composição de espécies estão associadas à presença de algumas espécies a determinados tipos de habitats, mediada pela heterogeneidade ambiental, resultando em um maior *turnover* de espécies. A elevada heterogeneidade de habitats tem sido apontada como promotora de diversidade beta no Cerrado, o que ajudaria a explicar a elevada diversidade de espécies animais neste bioma (Silva et al. 2006). Neste sentido, foi observado que a diversidade beta entre os diferentes tipos de habitats contribui mais para a diversidade regional do que a diversidade alfa e a diversidade beta entre as parcelas. Com estes resultados pode-se concluir que o mosaico de formações vegetais encontrado no Cerrado é um importante preditor da diversidade de espécies de formigas de solo neste bioma.

No entanto, o desmatamento no Cerrado está associado às vegetações associadas a solos mais férteis e terrenos mais planos (Goodland 1971; Klink & Machado 2005; Ratter et al. 1997), levando potencialmente a uma diminuição na diversidade local de habitats e de suas

espécies associadas. Diversas espécies de formigas desempenham importantes funções e a perda dessas espécies devido à perda de habitats pode prejudicar a funcionalidades dos ecossistemas. As formigas são insetos com alta diversidade de espécies e ocupam quase todos os ecossistemas terrestres, estando presentes em diversos nichos e estratos (Holldobler & Wilson 1990), como aquelas que forrageiam e nidificam na superfície do solo (epigéicas) ou nidificam e forrageiam preferencialmente abaixo da superfície do solo (hipogéicas). Dentre as principais espécies de formigas predadoras estão algumas espécies hipogéicas, que são dificilmente coletadas com as metodologias convencionais. Nesse sentido, foi necessário determinar qual metodologia é mais eficiente para amostrar a fauna de formigas hipogéicas no Cerrado e assim abranger uma maior diversidade de formigas de solo, principalmente aqueles que apresentam função predatória. Dentre as diferentes funções desempenhadas pelas formigas no solo, a predação controla a população de outros insetos, inclusive aqueles prejudiciais aos cultivos (Risch & Carrol 1982; Risch & Carroll 1982).

Para complementar as coletas dos dados seguintes, abrangendo uma maior diversidade de espécies e grupos funcionais, é proposta uma metodologia para a coleta de formigas hipogéicas no Cerrado. A metodologia consiste na utilização de armadilhas pitfall modificadas expostas no campo por sete dias, colocadas a 20 cm de profundidade e adicionando óleo de dendê como atrativo adicional. Assim, esta metodologia foi empregada nos dois últimos capítulos da tese para a coleta de formigas hipogéicas, sendo possível determinar de forma mais ampla o efeito da transformação das áreas de Cerrado na diversidade de formigas e na função predatória destas. Apesar das armadilhas subterrâneas acrescentarem pouco aos inventários por coletar mais espécies epigéicas do que espécies hipogéicas especialistas, a coleta no subsolo pode ser realizada como um complemento a outras metodologias. Isto por que foram feitos novos registros de espécies de formigas para o Cerrado e espécies consideradas raras em coleta com metodologias usuais foram coletadas nas

armadilhas subterrâneas. Nesse sentido, com as armadilhas subterrâneas é possível amostrar, por exemplo, espécies predadoras crípticas, que raramente são encontradas na superfície do solo. As armadilhas parecem ser particularmente eficientes para ambientes florestais, que apresentam uma maior complexidade estrutural e para a coleta de determinado grupos de formigas, como as espécies da subfamília Ecitoninae, que são consideradas predadoras-chaves.

A fragmentação e a perda de habitats, devido principalmente às práticas agrícolas, são consideradas as principais causas de perda da diversidade biológica no Cerrado (Myers et al. 2000; Tilman et al. 1994; Wilcox & Murphy 1985). De fato, como foi observada nesta tese, a conversão das áreas naturais de Cerrado em monoculturas causa um declínio na diversidade de formigas e mudanças na composição de espécies, ocasionadas possivelmente pelas diferenças na estrutura ambiental entre as reservas e as monoculturas e o manejo intensivo do solo. Devido às mudanças no habitats, a maioria das espécies é prejudicada, enquanto poucas espécies são favorecidas como, por exemplo, as espécies de formigas típicas de ambientes florestais, que são mais prejudicadas pelas monoculturas devido à homogeneidade estrutural do ambiente. As espécies típicas de ambientes savânicos parecem ser menos afetadas, sendo apenas as espécies mais tolerantes realmente favorecidas como, por exemplo, espécies do gênero *Dorymyrmex* e a espécie *Solenopsis saevissima*. A presença de apenas espécies mais adaptadas às condições presentes nas monoculturas, como maior insolação e menor umidade, denota uma homogeneização da fauna e, conseqüentemente, a perda de grupos funcionais. Esta perda é evidente principalmente para aqueles grupos dependentes de vegetação para nidificação, como os grupos Arbórea e Camponotini, ou de abundância de presas e área para forrageamento, como o grupo Predador. Como observado anteriormente, a diversidade total de formigas nas reservas é influenciada pela diversidade beta entre as áreas amostradas. O mesmo foi observado para as monoculturas, provavelmente devido à proximidade das

reservas naturais às monoculturas. Além disso, a heterogeneidade entre os habitats, a composição de espécies presentes nas monoculturas e o manejo do solo nas monoculturas são fatores que podem influenciar a alta troca de espécies nesses ambientes.

Como consequência da perda da diversidade de espécies de formigas com a transformação das áreas naturais de Cerrado em agrossistemas (monoculturas), também foi observada uma diminuição na função predatória das formigas. No entanto, diferente do que é proposto pelas hipóteses de seguridade (Perfecto et al. 2004) e efeito amostral (Loreau & Hector 2001), as diferenças nas taxas de predação são mediadas por diferenças na abundância total de formigas e não pelo número de espécies. Isso por que a função predatória das formigas na superfície não diferiu entre as reservas e as monoculturas e a abundância de formigas nos dois tipos de habitats foram similares. A alta abundância de formigas nas monoculturas se deve à presença de espécies oportunistas e generalistas como, por exemplo, a espécie *Solenopsis saevissima*. Já no subsolo, a taxa de predação foi maior nas reservas do que nas monoculturas e pode estar relacionada à abundância de formigas neste estrato ser duas vezes maior nas reservas do que nas monoculturas, provavelmente de espécies de formigas de correição.

Apesar de muitos estudos mostrarem a importância da proximidade das áreas naturais aos agrossistemas por aumentarem a diversidade de espécies e os serviços ecológicos (Carvalho et al. 2010; Jauker et al. 2009; Steffan-Dewenter & Tscharrntke 1999), esta relação não foi observada neste estudo. A estrutura das comunidades de formigas não variou com o aumento da distância das reservas, mostrando que a riqueza e a abundância de formigas foi a mesma da borda da monocultura até pelo menos 420 m de distância. O mesmo foi observado para as taxas de predação, que se manteve igual a diferentes distâncias da borda das monoculturas. É possível que devido à presença de espécies adaptadas às condições presentes nas monoculturas nidificarem nesses ambientes a função predatória exercida pelas

formigas se mantenha até maiores distâncias das reservas naturais. Além disso, as reservas com vegetação natural em melhor estado de conservação podem manter a estrutura das comunidades de formigas nos agrossistemas até uma distância que pelo menos as espécies adaptadas às mudanças no ambiente consigam se estabelecer. Em contrapartida, é possível que um efeito negativo entre a diversidade de formigas e a função predatória destas e a distâncias das áreas naturais seja encontrada a distâncias muito maiores do que a estabelecida neste estudo.

Referências bibliográficas

- Carvalho, L. G., C. L. Seymour, R. Veldtman, and S. W. Nicolson. 2010. Pollination services decline with distance from natural habitat even in biodiversity-rich areas. *Journal of Applied Ecology* **47**:810-820.
- Gardner, S. M., M. R. Cabido, G. R. Valladares, and S. Diaz. 1995. The influence of habitat structure on arthropod diversity in Argentine semiarid chaco forest. *Journal of Vegetation Science* **6**:349-356.
- Goodland, R. 1971. Physiognomic analysis of cerrado vegetation of Central Brasil. *Journal of Ecology* **59**:411-&.
- Holldobler, B., and E. Wilson 1990. *The ants*. Belknap Press of Harvard University Cambridge, MA.
- Jauker, F., T. Diekötter, F. Schwarzbach, and V. Wolters. 2009. Pollinator dispersal in an agricultural matrix: opposing responses of wild bees and hoverflies to landscape structure and distance from main habitat. *Landscape Ecology* **24**:547-555.
- Klink, C. A., and R. B. Machado. 2005. Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conservation Biology* **19**:707-713.
- Loreau, M., and A. Hector. 2001. Partitioning selection and complementarity in biodiversity experiments. *Nature* **412**:72-76.
- Myers, N., R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. B. da Fonseca, and J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* **403**:853-858.

- Perfecto, I., J. H. Vandermeer, G. L. Bautista, G. I. Nuñez, R. Greenberg, P. Bichier, and S. Langridge. 2004. Greater Predation in Shaded Coffee Farms: The role of resident neotropical birds. *Ecology* **85**:2677-2681.
- Ratter, J. A., J. F. Ribeiro, and S. Bridgewater. 1997. The Brazilian cerrado vegetation and threats to its biodiversity. *Annals of Botany* **80**:223-230.
- Ribas, C. R., J. H. Schoereder, M. Pic, and S. M. Soares. 2003. Tree heterogeneity, resource availability, and larger scale processes regulating arboreal ant species richness. *Austral Ecology* **28**:305-314.
- Risch, S. J., and C. R. Carrol. 1982. The Ecological Role of Ants in Two Mexican Agroecosystems. *Oecologia* **55**:114-119.
- Risch, S. J., and C. R. Carroll. 1982. Effect of a keystone predaceous ant, *Solenopsis geminata*, on arthropods in a tropical agroecosystem. *Ecology* **63**:1979-1983.
- Sarty, M., K. L. Abbott, and P. J. Lester. 2006. Habitat complexity facilitates coexistence in a tropical ant community. *Oecologia* **149**:465-473.
- Silva, J. F., M. R. Farinas, J. M. Felfili, and C. A. Klink. 2006. Spatial heterogeneity, land use and conservation in the cerrado region of Brazil. *Journal of Biogeography* **33**:536-548.
- Steffan-Dewenter, I., and T. Tscharntke. 1999. Effects of habitat isolation on pollinator communities and seed set. *Oecologia* **121**:432-440.
- Tilman, D., R. M. May, C. L. Lehman, and M. A. Nowak. 1994. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* **371**:65-66.
- Wilcox, B. A., and D. D. Murphy. 1985. Conservation Strategy: The Effects of Fragmentation on Extinction. *American Naturalist* **125**:879-887.