



ICARO WILKER GONZAGA DE CARVALHO

**EFEITOS DA CONVERSÃO DOS USOS DO SOLO SOBRE A
DIVERSIDADE DE FORMIGAS E FUNÇÃO DE PREDACÃO
DE INSETOS**

**LAVRAS - MG
2021**

ICARO WILKER GONZAGA DE CARVALHO

**EFEITOS DA CONVERSÃO DOS USOS DO SOLO SOBRE A DIVERSIDADE DE
FORMIGAS E FUNÇÃO DE PREDUÇÃO DE INSETOS**

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

Profa. Dra. Carla Rodrigues Ribas
Orientadora

Dr. Chaim José Lasmar
Coorientador

**LAVRAS-MG
2021**

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

Carvalho, Icaro Wilker Gonzaga de.

Efeitos da conversão nos usos do solo sobre a diversidade de
formigas e função de predação de insetos / Icaro Wilker Gonzaga de
Carvalho. - 2021.

114 p. : il.

Orientador(a): Carla Rodrigues Ribas.

Coorientador(a): Chaim José Lasmar.

Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de
Lavras, 2021.

Bibliografia.

1. Conversão dos usos do solo. 2. Formigas. 3. Ecologia
funcional e taxonômica. I. Ribas, Carla Rodrigues. II. Lasmar,
Chaim José. III. Título.

ICARO WILKER GONZAGA DE CARVALHO

**EFEITOS DA CONVERSÃO DOS USOS DO SOLO SOBRE A DIVERSIDADE DE
FORMIGAS E FUNÇÃO DE PREDÇÃO DE INSETOS**

**LAND USE CHANGES EFFECTS ON ANTS DIVERSITY AND INSECT
PREDATION FUNCTION**

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

APROVADO em 03 de Maio de 2021.
Dr. Paulo dos Santos Pompeu - UFLA
Dra. Tatiana Garabini Cornelissen - UFMG

Profa. Dra. Carla Rodrigues Ribas
Orientadora

Dr. Chaim José Lasmar
Coorientador

**LAVRAS - MG
2021**

*À minha família e amigos.
Dedico.*

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Universidade Federal de Lavras (UFLA) e ao Programa de Pós-Graduação de Ecologia Aplicada, e também a todas e todos professoras, professores e funcionárias e funcionários do Departamento de Ecologia e Conservação.

Agradeço à CAPES, pois o presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001. Agradeço ao Procad/Amazônia (processo: 88881.200519/2018-01) pelos auxílios e financiamento das coletas de formigas.

Agradeço à Coordenação de Aperfeiçoamento Pessoal de Nível Superior (CAPES) por conceder minha bolsa de estudos durante o mestrado. Ao Programa Nacional de Cooperação Acadêmica na Amazônia (Procad/Amazônia) pelo financiamento e logística das coletas. À Reserva Extrativista Chico Mendes e aos moradores pela concessão das áreas para a coleta, hospedagem e auxílio nas coletas.

Agradeço ao Dr. Paulo dos Santos Pompeu e ao Dr. José Henrique Schoereder por participarem da banca de qualificação do projeto. E também agradeço ao Dr. Paulo dos Santos Pompeu, a Dra. Tatiana Garabini Cornelissen e a Dra. Vanessa Rezende por aceitarem fazer parte da banca de defesa do mestrado.

Agradeço a todas as pessoas que conheci durante os trabalhos de campo na Comunidade Divisão (RESEX Chico Mendes). Obrigado pelas ajudas nas coletas, me acolherem em suas casas, me apresentarem lugares e pessoas, pela diversão, aventuras e pelo grande apoio, sempre serei grato. Em especial, agradeço a Zequinha, Fabiane, Wendel, Sandrey, Seu Ilmar, Tiana, Sebastião, Seu Valdeci e Seu Chagas.

Agradeço a toda equipe do Procad pelo planejamento e execução das coletas na RESEX Chico Mendes. Em especial a Marília Costa, Carla Ribas, Fernando Schmidt, Élder Morato, Daniely Almeida e Lucas Lima que me auxiliaram diariamente nas diferentes etapas.

Agradeço às pessoas que muito me ajudaram no período em que estava na preparação da coleta e no processamento dos materiais coletados, Ketlen Bona, Matheus Salles, Daniely Almeida, Dhâmila Bruna, Adriana Alves, Fabiana Oliveira.

Agradeço ao meu pai Ademilson, minha mãe Lediene, meu irmão Kaique e minha irmã Ágatha por sempre me apoiarem e confiarem em mim. Agradeço às minhas avós, Lenir e Solange pelo carinho de sempre.

Agradeço à minha orientadora Carla Ribas, que me guia pelo meio acadêmico desde o início da graduação. Sou muito grato por todos os ensinamentos e direcionamentos, profissionais e pessoais. Agradeço também ao meu coorientador Chaim Lasmar, sempre trazendo boas ideias aos trabalhos e salvando minha vida, muito obrigado por participar do meu crescimento pessoal e como cientista.

Agradeço aos membros e ex-membros do Laboratório de Ecologia de Formigas pelos momentos vividos ao longo desse processo. À Antônio Queiroz, Gabriela Bandeira, Chaim Lasmar, Ernesto Canedo Júnior, Grazielle Santiago, Marina Angotti, Ananza Rabello, Rafael Cuissi, Mayara Imata, Ariel Reis, Guilherme Alves, Chyntia Oliveira, Rafael Casarino, Jonas Aguiar, Clara Oliveira, Luane Fontenele, Marília Costa, Tássia Chagas, Kênia Santos, Dara Veiga e Carla Ribas, obrigado pelas discussões, ajudas, conversas e pela amizade.

Agradeço aos meus colegas de mestrado e aos outros estudantes do Departamento de Ecologia e Conservação, em especial aos que me aproximei durante o mestrado e criei grande admiração, Victor Duarte, Marianne Pires, Lídia Wouters, Carolina Lacerda, Matheus Correa, Mateus Melo e Ana Ligo.

Agradeço aos meus amigos que me acompanham desde a graduação, Luana Guimarrês, Ellen Fermin, ANA FÁVARO, Gilson Argolo, Rafael Lyra, Thalliton Silva, Sofia Carvalhaes, Felipe Ferreira, Samuel Barbosa e Beatriz Veronese. É bom demais ter vocês como amigos.

Agradeço aos meus amigos Chaim Lasmar, Antônio Queiroz, Cássio Alencar e Gabriela Bandeira por me ajudarem sempre que preciso e pelas risadas diárias.

A todos, meu muito obrigado!

RESUMO GERAL

A conversão dos usos do solo é um dos principais direcionadores da perda da biodiversidade mundial. Em relação à biodiversidade, o Brasil abriga grande parte das espécies e importantes ecossistemas para o mundo. Além disso, nos últimos anos as preocupações com as perdas da biodiversidade e ameaça a esses ecossistemas têm se intensificado. Neste sentido, estudos para entender os efeitos das conversões dos usos do solo vêm sendo realizados, e dentre eles, as formigas estão sendo muito avaliadas devido à alta diversidade, presença nos ecossistemas terrestres e serem sensíveis a impactos antrópicos. Dessa forma, na presente dissertação, tivemos como objetivo entender a resposta da diversidade taxonômica e funcional das formigas às conversões dos usos do solo. Para isso, a dissertação é dividida em artigos onde no primeiro (1) realizamos uma revisão integrativa para entender os tipos de estudos que estão sendo realizados e os efeitos encontrados em relação às conversões dos usos do solo sobre as formigas, e no segundo, (2) realizamos um estudo de caso sobre os da conversão da floresta amazônica para agricultura itinerante (roçados) e pastagem sobre a diversidade taxonômica e funcional de formigas e na sua função de predação de insetos. De forma geral, encontramos que os usos do solo no Brasil têm efeito negativo na diversidade de formigas, porém estes estudos são concentrados em alguns biomas (Amazônia, Cerrado e Mata Atlântica) e avaliam em sua maioria as respostas da diversidade taxonômica (*e.g.* riqueza e composição de espécies). Assim, identificamos lacunas do conhecimento sobre outros biomas e parâmetros ecológicos a serem avaliados. Também encontramos que a conversão de floresta Amazônica para roçado e pastagem trazem efeitos negativos para diversidade de formigas, porém positivos para a quantidade de predação de insetos, apesar dos efeitos sobre a qualidade da predação nesses habitats ainda serem desconhecidos, por exemplo, se as formigas também predam organismos mutualísticos aos cultivos. Para concluir, sugerimos novos estudos que busquem avaliar os efeitos dos usos do solo na assembleia de formigas nos biomas Caatinga, Pampa e Pantanal e que avaliem parâmetros sobre a ecologia funcional e funcionamento dos ecossistemas.

Palavras-chave: Formicidae. Biodiversidade. Ecologia taxonômica. Ecologia funcional. Floresta tropical.

ABSTRACT

Land use change is one of the main drivers of the loss of global biodiversity. Regarding biodiversity, Brazil holds a large part of the important species and ecosystems to the world. In addition, recently, concerns about biodiversity losses and threats to these ecosystems have intensified. In this sense, we see an increase of studies in order to understand such effects on natural habitats, and among them, the ants are shown as a great tool due to their high diversity, high abundance in terrestrial ecosystems and to their sensitivity to anthropic impacts. Thus, in this dissertation, our objective is to respond to the effects of land use change to the assembly ants and ecological functions. For this, the dissertation is divided into two articles where in the first (1) we carry out a qualitative and quantitative analysis (meta-analysis) to understand the types of studies that are being carried out and the general effects found in relation to the effects of land use under ants assembly, and in the second article (2) we carried out a case study on the conversion of the Amazon Rainforest to agricultural itinerant (swidden) and pasture in the diversity and predation function of ants. We found that, in general, land uses change in Brazil have harmful diversity, however these studies are concentrated in few biomes (*e.g.* Amazon Rainforest, Cerrado and Atlantic Forest) and evaluated mostly the responses of the community structure (*e.g.* composition and diversity), which highlights a gap in knowledge about other biomes and ecological parameters to be analyzed. It was also found that the conversion of the Amazon Rainforest to swidden and pasture has negative effects for the ant diversity, but positive effects in insect predation, despite the effects on the quality of the predation, which are not yet known. To conclude, we suggest future studies should evaluate the effects of land use change in the assembly of ants in the Caatinga, Pampa and Pantanal biomes and that evaluate parameters on the functional ecology for the best comprehension of land use effects on biodiversity. .

Key-words: Formicidae. Biodiversity. Taxonomic ecology. Functional ecology. Tropical forest.

SUMÁRIO

PRIMEIRA PARTE	10
1 INTRODUÇÃO GERAL	10
2 CONCLUSÃO GERAL	12
REFERÊNCIAS	14
SEGUNDA PARTE	17
ARTIGOS	17
ARTIGO 1	18
EFEITOS DA CONVERSÃO NO USO DO SOLO NO BRASIL SOBRE A ASSEMBLEIA DE FORMIGAS: UMA REVISÃO INTEGRATIVA	18
RESUMO	19
ABSTRACT	20
1 Introdução	21
2 Metodologia	23
2.1 Levantamento de artigos	23
2.2 Coleta de dados dos artigos	25
2.3 Análise dos dados	26
3 Resultados	28
4 Discussão	37
5 Conclusão	42
REFERÊNCIAS	44
ARTIGO 2	57
EFEITOS DA CONVERSÃO DA FLORESTA AMAZÔNICA PARA ROÇADO E PASTO SOBRE A DIVERSIDADE DE FORMIGAS E FUNÇÃO DE PREDACÃO DE INSETOS	57
RESUMO	58
ABSTRACT	59
1 Introdução	60
2 Metodologia	63
2.1 Área de estudo	63
2.2 Desenho experimental	64
2.3 Assembleia de formigas e predação de insetos	65
2.4 Identificação das espécies e grupos funcionais	67
2.5 Análise dos dados	67
3 Resultados	69
4 Discussão	80
5 Conclusão	82
REFERÊNCIAS	83
APÊNDICE A - Revisão integrativa e meta-análise	90
APÊNDICE B - Efeitos da conversão dos usos do solo sobre assembleia de formigas	104

PRIMEIRA PARTE

1 INTRODUÇÃO GERAL

As atividades humanas têm gerado perdas na biodiversidade mundial e de habitats naturais (NEWBOLD *et al.*, 2015). Dessas atividades, a conversão dos usos do solo ganha destaque devido ao grande impacto negativo nos ecossistemas terrestres (GREEN *et al.*, 2020; NEWBOLD *et al.*, 2015; SÁNCHEZ-BAYO; WYCKHUYS, 2019). Estima-se que tais atividades irão aumentar ao longo dos anos, principalmente para criação de novas áreas para produção de alimentos (TILMAN *et al.*, 2011). No Brasil, um país que abriga grande parte da biodiversidade mundial, as alterações dos usos do solo é um tema cada vez mais importante. No Brasil há seis diferentes biomas, dentre eles a Amazônia, maior detentora da biodiversidade mundial (HECKENBERGER *et al.*, 2007), Cerrado e Mata Atlântica, *hotspots* da biodiversidade (GARRETT *et al.*, 2018; REZENDE *et al.*, 2018). Nos últimos anos, as alterações dos usos do solo vêm afetando cada vez mais os biomas brasileiros, principalmente Cerrado e Amazônia (PARENTE; FERREIRA, 2018), apesar da Mata Atlântica ser historicamente o mais destruído pelas ações humanas (REZENDE *et al.*, 2018).

Para entender os efeitos das conversões dos usos do solo, as formigas têm sido um dos organismos estudados. Isso ocorre devido grande ocorrência em ambientes terrestres e serem sensíveis a alterações nos habitats (BAR-ON; PHILLIPS; MILO, 2018; FOLGARAIT, 1998; HÖLLDOBLER; WILSON, 1990; LACH; PARR; ABBOTT, 2010). As formigas são organismos sensíveis a modificações ambientais, por terem ninhos sésseis e podem responder de diferentes maneiras às perturbações ambientais, por causa da ampla diversidade de grupos funcionais, guildas e resistência a tais efeitos (RIBAS *et al.*, 2012).

Nesses organismos, uma grande modificação dos ambientes nativos tende a diminuir a α -diversidade (riqueza de espécies de um local) e a β -diversidade (diferença de composição de espécies ou comunidades entre locais), ocasionando a homogeneização das comunidades bióticas (AHUATZIN *et al.*, 2019; ESCOBAR-RAMÍREZ *et al.*, 2020; SOLAR *et al.*, 2015). Além disso, pode ocorrer a perda de grupos funcionais mais especializados que podem ser importantes para realização de funções ecossistêmicas no ambiente, e por outro lado, pode aumentar a abundância de grupos funcionais de formigas generalistas (ESCOBAR-RAMÍREZ *et al.*, 2020; SOLAR *et al.*, 2015).

A perda de espécies e grupos funcionais podem gerar impactos também nas funções ecossistêmicas realizadas por formigas, por exemplo, afetando negativamente a remoção de

sementes (RABELLO *et al.*, 2018) e predação de insetos (PACHECO *et al.*, 2017). Entretanto, os impactos dos usos do solo nas funções ecossistêmicas podem ser diferentes dos impactos avaliados na ecologia taxonômica. Em relação a função de predação, por exemplo, a alteração nos usos do solo tende a gerar impactos negativos nas espécies de formigas, mas essas alterações podem não afetar a atividade predatória da assembleia de formigas (DE LA MORA; GARCÍA-BALLINAS; PHILPOTT, 2015). Isso pode ocorrer pois apesar da riqueza de espécies estar relacionada com a predação (ARMBRECHT; GALLEGO, 2007), alguns grupos funcionais generalistas podem ser favorecidos com tais alterações dos usos do solo, ou pode ocorrer redundância funcional, ocasionando maior número de predação nos habitats modificados (GIBB *et al.*, 2018; ROSENFELD; MALL, 2002).

Ainda sobre a função de predação, além do importante papel das formigas nos ambientes naturais (SEIFERT *et al.*, 2016), as formigas podem propiciar a predação de insetos em usos do solo de produção de alimento, controlando pragas que poderiam atacar os cultivos (PERFECTO; VANDERMEER, 2015). Esse papel pode ainda ser mais importante em sistemas de cultivos que utilizam poucos produtos químicos (*e.g.* inseticidas), como ocorre na nos sistemas de roçado (PADOCH; PINEDO-VASQUEZ, 2010). Nesses sistemas de roçados (agricultura itinerante), a floresta é cortada e queimada, limpando e liberando nutrientes em determinada área, onde os cultivos são feitos por poucos anos e abandonados para regeneração florestal (PADOCH; PINEDO-VASQUEZ, 2010). Entretanto, do nosso conhecimento, ainda não existem estudos avaliando a predação de insetos por formigas em tais sistemas de cultivos.

Como vimos, há um grande número de estudos sendo feitos avaliando os efeitos da conversão de uso do solo sobre as formigas, avaliando diferentes biomas, tipos de conversões dos usos do solo e respostas dos efeitos nas formigas. Nesse sentido, uma revisão integrativa sobre esse tema pode proporcionar uma compreensão mais ampla desses impactos antrópicos (SOUZA; SILVA; CARVALHO, 2010). Além disso, aparentemente grande parte dos estudos encontraram efeitos negativos na riqueza e diversidade taxonômica de formigas, deixando uma lacuna no conhecimento sobre o efeito dos usos do solo nas funções ecossistêmicas (PACHECO *et al.*, 2017). Tais funções, como a predação de insetos, podem ter um importante papel como serviço ecossistêmico em sistemas de roçados de pequenos agricultores em florestas tropicais.

Dessa forma, essa dissertação está dividida em dois capítulos. O primeiro é uma revisão integrativa para avaliar estudos sobre impacto dos usos do solo nas assembleias de formigas no Brasil, utilizando de análises descritivas e um teste de hipótese por meta-análise.

Vamos traçar um panorama geral dos estudos realizados e testar a hipótese de que o efeito da conversão dos usos do solo afeta negativamente a assembleia de formigas. O segundo capítulo trata de um estudo de caso avaliando a conversão da floresta Amazônica para roçado e pastagem, avaliando os efeitos na diversidade α e β de formigas, grupos funcionais e função ecossistêmica de predação.

2 CONCLUSÃO GERAL

No nosso trabalho, fizemos uma análise dos estudos que avaliaram os efeitos das conversões dos usos do solo no Brasil sobre a assembleia de formigas e realizamos um estudo de caso avaliando os efeitos da conversão da floresta Amazônica para roçado e pastagem na diversidade de formigas e função de predação. Vimos que existem mais estudos nos biomas onde se concentram os centros de estudos de formigas no Brasil e nos biomas mais afetados pelos usos do solo, e principalmente nas fitofisionomias florestais de tais biomas (Amazônia, Cerrado e Mata Atlântica). Assim, nós identificamos lacunas do conhecimento sobre os outros três biomas brasileiros, Pantanal, Pampa e Caatinga, que possuem relativamente poucos estudos. Além disso, a maior parte dos estudos são realizados com a conversão para silvicultura, agricultura e pecuária, e avaliam as respostas sobre a ecologia taxonômica das formigas. Dessa forma, nós encontramos lacunas do conhecimento a serem preenchidas, e sugerimos que os esforços para entenderem os efeitos dos usos do solo na biodiversidade continuem. Dentre essas lacunas, encorajamos novas pesquisas em biomas pouco amostrados como Caatinga, Pampa e Pantanal. Sugerimos também que se avaliem diferentes usos do solo, e dentre eles, destacamos a avaliação para ambientes urbanos e mineração, que apesar dos impactos no ambiente e da importância econômica, encontramos poucos estudos. Também encorajamos estudos que avaliem não somente a ecologia taxonômica, mas também as funções e processos ecossistêmicos, devido a grande importância nos ecossistemas e das complexas respostas que os usos do solo podem gerar nesses processos ambientais.

Vimos de forma geral que a conversão dos usos do solo são prejudiciais para a diversidade taxonômica de formigas no Brasil. Também foi isso que encontramos em nosso estudo avaliando os efeitos da conversão da Amazônia para roçado e pastagem. Entretanto, a função de predação de insetos pelas formigas teve efeito positivo com a conversão para os ambientes mais antropizados. Isso pode ser benéfico para os roçados e pastagens, principalmente para o controle biológico nos roçados, que é uma forma de agricultura de subsistência que utiliza poucos produtos químicos. Entretanto, a grande atividade predatória de *Ectatomma brunneum* nesses locais podem gerar efeitos negativos também para o

ambiente. Por ser uma formiga generalista e que apresenta grande atividade predatória, as predações podem afetar também polinizadores e outros predadores. Além disso, a grande atividade de *E. brunneum* pode ser uma das causas da baixa diversidade β nesses locais, por gerar dominância e exclusão de outras espécies de formigas. Nesse sentido, sugerimos estudos avaliando não somente a quantidade de predação e de funções ecossistêmicas no geral, mas também sobre a qualidade das funções.

Dessa forma, aqui nós conseguimos sintetizar como são executados os estudos que avaliam os efeitos das conversões dos usos do solo sobre as formigas no Brasil, onde encontramos que tais efeitos são negativos, porém ainda existem lacunas a serem preenchidas. Uma dessas lacunas é a avaliação dos efeitos das conversões dos usos do solo sobre as funções ecossistêmicas, ao qual nós avaliamos um desses efeitos. A respeito disso, nós encontramos que a predação de insetos por formigas é beneficiada com a conversão de floresta tropical para agricultura itinerante e pastagem, um efeito contrário ao que ocorre na diversidade taxonômica. Entretanto, um aumento no número de predação pode não significar algo positivo para o ecossistema, precisando ainda ser avaliado. Assim, nós sugerimos que os esforços para entender os efeitos das conversões dos usos do solo sobre as formigas continuem, porém que os trabalhos a respeito do tema avaliem cada vez mais diferentes respostas das formigas (*e.g.* ecologia funcional) e em diferentes biomas.

REFERÊNCIAS

- AHUATZIN, D. A.; CORRO, E. J.; JAIMES, A. A.; VALENZUELA GONZÁLEZ, J. E.; FEITOSA, R. M.; RIBEIRO, M. C.; ACOSTA, J. C. L.; COATES, R.; DÁTTILO, W. Forest cover drives leaf litter ant diversity in primary rainforest remnants within human-modified tropical landscapes. **Biodiversity and Conservation**, v. 28, n. 5, p. 1091–1107, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01712-z>
- ARMBRECHT, I.; GALLEGO, M. C. Testing ant predation on the coffee berry borer in shaded and sun coffee plantations in Colombia. **Entomologia Experimentalis et Applicata**, v. 124, n. 3, p. 261–267, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1570-7458.2007.00574.x>
- BAR-ON, Y. M.; PHILLIPS, R.; MILO, R. The biomass distribution on Earth. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 115, n. 25, p. 6506–6511, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1073/pnas.1711842115>
- DE LA MORA, A.; GARCÍA-BALLINAS, J. A.; PHILPOTT, S. M. Local, landscape, and diversity drivers of predation services provided by ants in a coffee landscape in Chiapas, Mexico. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 201, p. 83–91, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.11.006>
- ESCOBAR-RAMÍREZ, S.; TSCHARNTKE, T.; ARMBRECHT, I.; TORRES, W.; GRASS, I. Decrease in β -diversity, but not in α -diversity, of ants in intensively managed coffee plantations. **Insect Conservation and Diversity**, v. 13, n. 5, p. 445–455, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/icad.12417>
- FOLGARAIT, P. J. Ant biodiversity and its relationship to ecosystem functioning: A review. **Biodiversity and Conservation**, v. 7, n. 9, p. 1221–1244, 1998. Disponível em: <https://doi.org/10.1023/A:1008891901953>
- GARRETT, R. D.; KOH, I.; LAMBIN, E. F.; LE POLAIN DE WAROUX, Y.; KASTENS, J. H.; BROWN, J. C. Intensification in agriculture-forest frontiers: Land use responses to development and conservation policies in Brazil. **Global Environmental Change**, v. 53, n. September, p. 233–243, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2018.09.011>
- GIBB, H. *et al.* Habitat disturbance selects against both small and large species across varying climates. **Ecography**, v. 41, n. 7, p. 1184–1193, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/ecog.03244>
- GREEN, E. J.; MCRAE, L.; FREEMAN, R.; HARFOOT, M. B. J.; HILL, S. L. L.; BALDWIN-CANTELLO, W.; SIMONSON, W. D. Below the canopy: Global trends in forest vertebrate populations and their drivers: Drivers and trends of forest vertebrates. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 287, n. 1928, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1098/rspb.2020.0533>
- HECKENBERGER, M. J.; RUSSELL, J. C.; TONEY, J. R.; SCHMIDT, M. J. The legacy of cultural landscapes in the Brazilian Amazon: Implications for biodiversity. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 362, n. 1478, p. 197–208, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1098/rstb.2006.1979>

- HÖLLDOBLER, B.; WILSON, E. O. The ants. **Harvard University Press**, 1990.
- LACH, L.; PARR, C.; ABBOTT, K. (Ed.). **Ant ecology**. Oxford university press, 2010.
- NEWBOLD, T. *et al.* Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. **Nature**, v. 520, n. 7545, p. 45–50, 2015.
- PACHECO, R.; CAMACHO, G. P.; FRIZZO, T. L. M.; VASCONCELOS, H. L. Effects of land-use changes on ecosystem services: decrease in ant predation in human-dominated landscapes in central Brazil. **Entomologia Experimentalis et Applicata**, v. 162, n. 3, p. 302–308, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/eea.12542>
- PADOCH, C.; PINEDO-VASQUEZ, M. Saving slash-and-burn to save biodiversity. **Biotropica**, v. 42, n. 5, p. 550-552, 2010.
- PARENTE, L.; FERREIRA, L. Assessing the spatial and occupation dynamics of the Brazilian pasturelands based on the automated classification of MODIS images from 2000 to 2016. **Remote Sensing**, v. 10, n. 4, 2018.
- PERFECTO, I.; VANDERMEER, J. Coffee agroecology: a new approach to understanding agricultural biodiversity, ecosystem services and sustainable development. **Routledge**, 2015.
- QUEIROZ, A. C. M.; RABELLO, A. M.; BRAGA, D. L.; SANTIAGO, G. S.; ZURLO, L. F.; PHILPOTT, S. M.; RIBAS, C. R. Cerrado vegetation types determine how land use impacts ant biodiversity. **Biodiversity and Conservation**, v. 29, n. 6, p. 2017–2034, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1379-8>
- RABELLO, A. M.; PARR, C. L.; QUEIROZ, A. C. M.; BRAGA, D. L.; SANTIAGO, G. S.; RIBAS, C. R. Habitat attribute similarities reduce impacts of land-use conversion on seed removal. **Biotropica**, v. 50, n. 1, p. 39–49, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/btp.12506>
- REZENDE, C. L.; SCARANO, F. R.; ASSAD, E. D.; JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; STRASSBURG, B. B. N.; TABARELLI, M.; FONSECA, G. A.; MITTERMEIER, R. A. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 4, p. 208–214, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.10.002>
- RIBAS, C. R.; CAMPOS, R. B. F.; SCHMIDT, F. A.; SOLAR, R. R. C. Ants as indicators in Brazil: A review with suggestions to improve the use of ants in environmental monitoring programs. **Psyche (London)**, v. 2012, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1155/2012/636749>
- ROSENFELD, J. S.; MALL, M. FORUM FORUM FORUM Functional redundancy in ecology and conservation. **Fisheries Research**, v. 1, n. Walker 1995, 2002.
- SÁNCHEZ-BAYO, F.; WYCKHUYS, K. A. G. Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. **Biological Conservation**, v. 232, n. January, p. 8–27, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.01.020>

SEIFERT, C. L.; SCHULZE, C. H.; DRESCHKE, T. C. T.; FRÖTSCHER, H.; FIEDLER, K. Day vs. night predation on artificial caterpillars in primary rainforest habitats - an experimental approach. **Entomologia Experimentalis et Applicata**, v. 158, n. 1, p. 54–59, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/eea.12379>

SOLAR, R. R. de C.; BARLOW, J.; ANDERSEN, A. N.; SCHOEREDER, J. H.; BERENGUER, E.; FERREIRA, J. N.; GARDNER, T. A. Biodiversity consequences of land-use change and forest disturbance in the Amazon: A multi-scale assessment using ant communities. **Biological Conservation**, v. 197, p. 98–107, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.03.005>

SOLAR, R. R. DE C. et al. How pervasive is biotic homogenization in human-modified tropical forest landscapes? **Ecology Letters**, v. 18, n. 10, p. 1108–1118, 2015.

SOUZA, M. T. DE; SILVA, M. D. DA; CARVALHO, R. DE. Integrative review: what is it? How to do it? **Einstein (São Paulo)**, v. 8, n. 1, p. 102–106, 2010.

TILMAN, D.; BALZER, C.; HILLI, J.; BEFORT, B.L.. Global food demand and the sustainable intensification of agriculture. **Proceedings of the national academy of sciences**, 108(50), 20260-20264. 2011

SEGUNDA PARTE

ARTIGOS

ARTIGO 1

EFEITOS DA CONVERSÃO NO USO DO SOLO NO BRASIL SOBRE A ASSEMBLEIA DE FORMIGAS: UMA REVISÃO INTEGRATIVA

Artigo redigido conforme MANUAL DE NORMALIZAÇÃO E ESTRUTURA DE TRABALHOS ACADÊMICOS: TCCS, MONOGRAFIAS, DISSERTAÇÕES E TESES da Universidade Federal de Lavras, 3ª edição revista, atualizada e ampliada.

Icaro Wilker¹; Antonio C. M. Queiroz¹; Maria S. C. Morini²; Carla R. Ribas¹

¹Laboratório de Ecologia de Formigas, Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, Departamento de Ecologia e Conservação, Instituto de Ciências Naturais, Universidade Federal de Lavras – UFLA, Campus Universitário, 37200-900, Lavras, Minas Gerais, Brasil.

²Universidade Mogi das Cruzes, Laboratório de Mirmecologia do Alto Tietê, Núcleo de Ciências Ambientais, Centro Cívico, Av. Dr. Cândido Almeida e Souza, nº 200, CEP 08780-911, Mogi das Cruzes, SP, Brasil.

RESUMO

A conversão de usos do solo é um dos maiores direcionadores da perda da biodiversidade mundial. No Brasil, os impactos antrópicos vem ameaçando a biodiversidade nos diferentes biomas. Nesse sentido, vêm sendo realizadas pesquisas para entender esses efeitos sobre diferentes taxa. Dentre esses taxa, as formigas formam um importante grupo, devido à grande diversidade de espécies, funções ecossistêmicas desempenhadas, abundância nos ambientes e serem consideradas organismos bioindicadores. Nesse sentido, aqui nós fizemos uma revisão integrativa e testamos a hipótese de que o efeito da conversão dos usos do solo no Brasil é negativo para as formigas. Nós selecionamos 92 artigos aptos para a revisão integrativa e 31 para o teste da hipótese por meta-análise. Nós encontramos que os estudos com formigas avaliando os efeitos da conversão dos usos do solo aumentaram ao longo dos anos e que estão concentrados nos biomas Amazônia, Cerrado e Mata Atlântica. Nesses estudos, os efeitos mais avaliados são da conversão de florestas naturais para silvicultura, agricultura e pastagem sobre padrões taxonômicos das formigas (*e.g.* riqueza e composição). Dessa forma, verificamos uma lacuna de conhecimento sobre outros biomas, como a Caatinga e avaliando os efeitos em outras características da biodiversidade, como as funções ecossistêmicas. Nós também encontramos um efeito geral negativo da conversão de usos do solo na assembleia de formigas, diminuindo principalmente o número de espécies (riqueza). Como conclusão, vimos que os usos do solo possuem efeitos negativos nas formigas, mas ainda existem lacunas a serem preenchidas sobre tais avaliações, considerando diferentes biomas, fitofisionomias, usos do solo e parâmetros ecológicos.

Palavras-chave: Ecologia taxonômica. Ecologia funcional. Meta-análise. Biodiversidade. Biomas.

ABSTRACT

The conversion of natural environments to different land uses is one of the major drivers of the loss of biodiversity worldwide. In Brazil, human impacts have threatened biodiversity in different biomes. In this sense, research for these legal effects is being carried out in the country, with different taxa. Among these taxa, the ants is an important group, due to the great diversity of species, ecosystem functions, presence in the environments and to be considered bioindicator organisms. In this sense, here we did a qualitative and quantitative analysis of the studies that evaluate the effects of land use in Brazil on the diversity of ants. We selected 92 studies suitable for qualitative analysis and 40 for quantitative analysis (meta-analysis). We found that studies with ants evaluating the effects of land uses have increased over the years, and that they are concentrated in the Amazon Rainforest, Cerrado and Atlantic Forest biomes. In these studies, the most effects obtained are the conversion of forests to silviculture, agriculture and pasture on the community structure (for example, wealth and composition). Thus, we verified a knowledge gap on the effects of land uses in other less studied biomes, such as the Caatinga and evaluating the effects on other characteristics of biodiversity, such as ecosystem functions. We also found a general negative effect of converting land uses in the ants assembly, mainly decreasing the number of species. As a conclusion, we saw that land use change has negative effects on ants, but there are still gaps to be filled in such assessments, considering different biomes, phytophysiognomies, land uses and different responses in ants.

Key-word: Taxonomic ecology. Functional ecology. Meta-analysis. Biodiversity. Biomes.

1 Introdução

A perda de hábitat e a conversão de usos do solo são as maiores causadoras da perda de biodiversidade mundial (GREEN *et al.*, 2020; NEWBOLD *et al.*, 2015; SÁNCHEZ-BAYO; WYCKHUYS, 2019). Geralmente, a conversão de usos do solo geram efeitos negativos na biodiversidade, como a diminuição das populações e extinção de espécies (BARNES *et al.*, 2017). Entretanto, dependendo dos grupos de organismos avaliados, como grupos generalistas e oportunistas, a mudança dos usos do solo e perda de hábitat podem também gerar efeitos positivos ou neutros (BARNES *et al.*, 2017; DE CHAZAL; ROUNSEVELL, 2009).

O Brasil, país de dimensões continentais que abriga seis diferentes biomas terrestres, dentre eles a Amazônia, maior detentor da biodiversidade mundial (HECKENBERGER *et al.*, 2007), e dois *hotspots* mundiais da biodiversidade, Cerrado e Mata Atlântica, que vêm sofrendo perdas de áreas naturais causadas pelas conversões dos usos do solo (GARRETT *et al.*, 2018). Em relação a Mata Atlântica, ela abriga grande diversidade de espécies e é o bioma historicamente que mais sofreu conversão de usos do solo no Brasil (REZENDE *et al.*, 2018; RIBEIRO *et al.*, 2009). Atualmente, estas mudanças avançam mais presentes nos biomas Cerrado e Amazônia, em grande parte causada pelo avanço do agronegócio, para agricultura (ASSIS *et al.*, 2018a, 2018b) e criação de gado, mas também para atividades de silvicultura, mineração e urbanização (SOLAR *et al.*, 2015; QUEIROZ *et al.*, 2020; MUNHAE *et al.*, 2015; RABELLO *et al.*, 2018).

Com isso, para entender os efeitos das mudanças dos usos de solo nos ambientes terrestres e possíveis formas de mitigação, as formigas têm sido um dos organismos estudados na avaliação de impactos das mudanças dos usos do solo no Brasil. Estudos com formigas são vantajosos pela grande diversidade de espécies e biomassa nos ambientes terrestres (HÖLLDOBLER; WILSON, 1990; WILSON; HÖLLDOBLER, 2005), e por realizarem importantes funções ecossistêmicas, como as maiores removedoras de matéria orgânica de florestas tropicais (FOLGARAIT, 1998; GRIFFITHS *et al.*, 2018; LACH; PARR; ABBOTT, 2010). Além disso, as formigas são insetos abundantes e dominantes nos diferentes biomas terrestres, microhabitats e usos do solo (BAR-ON; PHILLIPS; MILO, 2018). Além dessa importância para os ecossistemas, podemos considerar as formigas como bons organismos bioindicadores, pois são organismos sensíveis a modificações ambientais, por terem ninhos sésseis e poderem responder de diferentes maneiras às perturbações ambientais, por causa da ampla diversidade de grupos funcionais, guildas e resistência a tais efeitos (RIBAS *et al.*, 2012a).

De maneira geral, a conversão de usos do solo se mostram prejudiciais às formigas (BRANDÃO; SILVA; FEITOSA, 2011; QUEIROZ *et al.*, 2020; PACHECO *et al.*, 2013; PINZON TRIANA *et al.*, 2019) principalmente em usos do solo mais intensivos como agricultura (DALLE LASTE; DURIGAN; ANDERSEN, 2019; FERNANDES; LANGE; SOARES, 2010), pecuária (APOLINÁRIO *et al.*, 2019; SOLAR *et al.*, 2015), urbanização (LUTINSKI *et al.*, 2018; MUNHAE *et al.*, 2015) e mineração (QUEIROZ *et al.*, 2020; QUEIROZ *et al.*, 2021; RIBAS *et al.*, 2012b). Alguns outros tipos de uso, como de silvicultura, agrofloresta ou floresta de extrativismo, podem também apresentar efeitos negativos na assembleia de formigas (QUEIROZ *et al.*, 2020; DE SOUZA *et al.*, 2012), mas, dependendo do contexto, são efeitos menos danosos ou até mesmo serem positivos (AMARAL; VARGAS; ALMEIDA, 2019; KERSCH-BECKER; BUSS; FONSECA, 2013). As alterações dos usos do solo tendem a modificar a estrutura da comunidade, frequentemente diminuindo a riqueza (*e.g.* QUEIROZ *et al.*, 2020), alterando a composição das espécies (*e.g.* RIZZOTTO *et al.*, 2019), diminuindo a abundância (*e.g.* MUSCARDI *et al.*, 2008) e deixando as comunidades mais homogêneas (*e.g.* CREPALDI *et al.*, 2014; SOLAR *et al.*, 2016).

Devido ao grande número de estudos sendo feitos avaliando os efeitos da conversão de uso do solo sobre as formigas, e considerando os diferentes biomas brasileiros, tipos de usos do solo e respostas das formigas, uma revisão integrativa sobre esse tema pode proporcionar uma compreensão mais ampla desses impactos antrópicos (SOUZA; SILVA; CARVALHO, 2010). Neste sentido, nosso objetivo é avaliar estudos sobre impacto das conversões dos usos do solo sobre as assembleias de formigas no Brasil. Iremos fazer uma revisão integrativa sobre os estudos com usos do solo e formigas no Brasil, onde esperamos encontrar: um aumento nas publicações ao longo dos anos; que os locais dos centros de estudos com formigas no Brasil são concentrados nas regiões sudeste e sul; que os biomas mais estudados são a Amazônia; Cerrado e Mata Atlântica e as fitofisionomias mais estudadas sejam de ambientes florestais; que tipos de usos do solo mais avaliados sejam da agropecuária (agricultura e pecuária); que as coletas das formigas sejam mais realizadas durante as estações chuvosas, nos microhabitats ao nível do solo (epigéico) e utilizando armadilhas de queda do tipo *Pitfall*; e que os parâmetros ecológicos mais avaliados sejam para entender os efeitos da conversão no uso do solo sobre a ecologia taxonômica. Por fim, por meio de uma meta-análise, vamos testar a hipótese de que a conversão de usos do solo no Brasil afeta negativamente a assembleia de formigas.

2 Metodologia

2.1 Levantamento de artigos

Fizemos um levantamento de artigos nas principais bibliotecas digitais de periódicos da área, *Web of Science*, *SciELO*, *Scopus* e ainda na base de dados do projeto “Formigas do Brasil” (FORMIGAS DO BRASIL, 2021), um projeto de ensino, pesquisa e divulgação da mirmecologia brasileira. Nós utilizamos 10 combinações de palavras-chave nos três idiomas principais das pesquisas científicas no Brasil: português, inglês e espanhol (Tabela 1). Entretanto, nós não excluimos artigos encontrados em outras línguas, apenas as palavras-chave utilizadas foram nestes três idiomas. Complementarmente, nós levantamos somente documentos em formato de artigo (excluindo, por exemplo, capítulos de livros, dissertações, teses e resumos) de 1945 até a data em que fizemos a busca (18/06/2020). Para melhorar a busca somente por artigos envolvendo formigas e usos do solo no Brasil, nós excluimos categorias que não estavam relacionadas a este tema (*e.g.* ciências médicas e humanas). Utilizamos a metodologia PRISMA (Principais Itens para Relatar Revisões Sistemáticas e Meta-análises) que é um fluxograma onde indicamos cada etapa de filtro e seleção de artigos, além de evidenciar os motivos para tal (MOHER *et al.*, 2009). Fizemos um levantamento inicial de 19.705 artigos, e após as etapas do PRISMA restaram 92 artigos para a revisão integrativa (65 em inglês, 26 em português e um em espanhol) e 31 para a meta-análise (Figura 1).

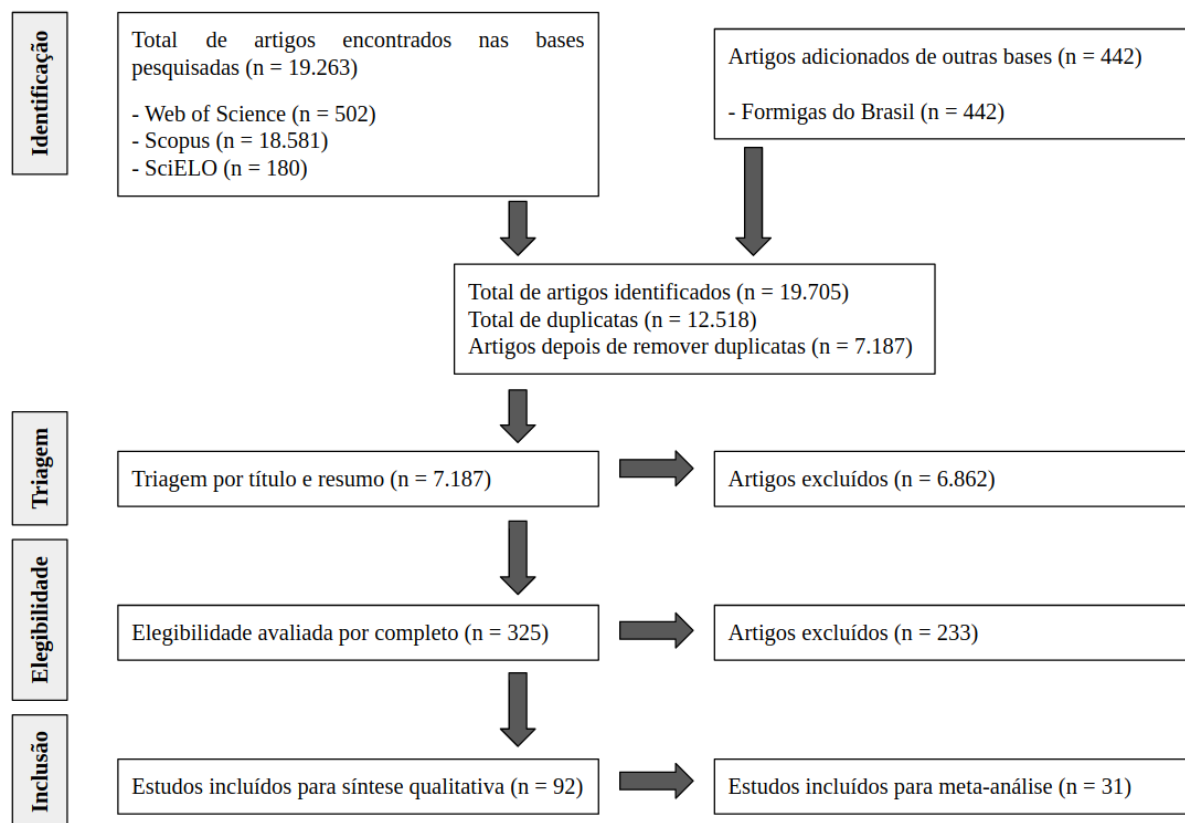
Tabela 1 - Número de artigos sobre uso do solo e formigas no Brasil encontrados nas bibliotecas digitais.

Palavras-chave	Web of Science	Scopus	SciELO
ants AND Brazil AND land use	46	1164	8
ants AND Brazil AND impact	93	3354	10
ants AND Brazil AND restoration	25	601	2
ants AND Brazil AND indicators	38	1425	10
ants AND Brazil AND crop	42	1556	7
ants AND Brazil AND pasture	44	834	6
ants AND Brazil AND plantation	75	1463	19
ants AND Brazil AND agr*	81	4656	42
ants AND Brazil AND anthrop*	33	1081	6
ants AND Brazil AND succession	25	886	4
formigas AND Brasil AND uso do solo	0	24	6
formigas AND Brasil AND impacto	0	99	6
formigas AND Brasil AND restauração	0	22	1
formigas AND Brasil AND indicador*	0	89	2
formigas AND Brasil AND colhe*	0	4	1
formigas AND Brasil AND past*	0	266	6
formigas AND Brasil AND plantação	0	39	4
formigas AND Brasil AND agr*	0	551	25
formigas AND Brasil AND antrop*	0	43	4
formigas AND Brasil AND sucessão	0	29	2
hormigas AND Brasil AND uso del suelo	0	1	2
hormigas AND Brasil AND impacto	0	50	0
hormigas AND Brasil AND restauración	0	1	0
hormigas AND Brasil AND indicador*	0	47	1
hormigas AND Brasil AND cosecha	0	5	0
hormigas AND Brasil AND pasto	0	6	0
hormigas AND Brasil AND plantación	0	4	1
hormigas AND Brasil AND agr*	0	249	3
hormigas AND Brasil AND antrop*	0	24	0
hormigas AND Brasil AND sucesión	0	8	2
Total	502	18581	180

A primeira coluna indica as 10 combinações das palavras-chave utilizadas nos três principais idiomas de pesquisa (inglês, português e espanhol). As palavras com o símbolo asterisco (*), são palavras onde o radical é o mesmo, mas o sufixo pode mudar dependendo da abordagem da autora ou autor (por exemplo, past* pode indicar pasto, pastos, pastagem e pastagens). Em cada linha nós colocamos a quantidade de artigos levantados com cada combinação de palavras-chave em cada uma das três bases digitais pesquisadas (*Web of Science*, *Scopus* e *SciELO*).

Fonte: Do autor (2021).

Figura 1 - Principais Itens para Relatar Revisões Sistemáticas e Meta-análises.



PRISMA (Principais Itens para Relatar Revisões Sistemáticas e Meta-análises) com os principais passos seguidos para realização do levantamento de artigos e coleta dos dados. Os artigos que foram excluídos na etapa de triagem foram eliminados por não se tratar de estudos avaliando efeitos dos usos do solo na assembleia de formigas do Brasil. Os artigos excluídos na etapa de elegibilidade foram eliminados por diversos motivos, dentre eles: Revisão bibliográfica; somente uma espécie de formiga; sem gradiente de uso do solo; presença e ausência de queimada; estudo sobre clareira/voçoroca; estudos sobre fragmentação; somente sobre ambientes urbanos; sem comparação com ambiente natural; artigo de regeneração.

Fonte: Do autor (2021).

2.2 Coleta de dados dos artigos

Nós coletamos algumas informações gerais de todos os artigos, sobre a referência do estudo, ano de publicação, estado e região da primeira autora ou autor e idioma do estudo. Coletamos também, sempre que evidenciados pelas autoras e autores, informações sobre a área onde os estudos foram realizados, como as coordenadas geográficas (latitude e longitude), ambiente referência (geralmente a fitofisionomia do local) e também se o estudo amostrou formigas na estação seca e/ou chuvosa. Também coletamos dados sobre os tipos de usos do solo, sobre as técnicas de coleta e estratos de amostragem de formigas e quais parâmetros ecológicos foram avaliados (*e.g.* riqueza, composição). Alguns desses dados,

quando não eram evidenciados pelas autoras e autores, não foram coletados. Além disso, nós coletamos dados sobre a localidade dos centros de estudos com formigas no Brasil (*e.g.* universidades, centros de pesquisa, laboratórios), no site do Formigas do Brasil.

Dos 92 artigos da análise qualitativa, conseguimos coletar tais dados em apenas 31 estudos para a meta-análise. Para a meta-análise, nós coletamos dados da média (\bar{x}), desvio padrão (DP) ou erro padrão (ER) e tamanho amostral (n) tanto para o ambiente referência quanto para a respectiva conversão no uso do solo. Quanto os dados de média e desvio eram coletados em figuras, nós utilizamos o site *WebPlotDigitizer* para obtenção dos dados (ROHATGI, 2020). Quando os dados nos estudos eram disponibilizados em erro padrão, nós convertimos para desvio padrão. Vários estudos disponibilizaram dados para diferentes tipos de ambiente referência (*e.g.* savana e cerradão), usos do solo, técnicas de coleta e parâmetros ecológicos (*e.g.* riqueza e índice *Shannon*), nestes casos, nós coletamos os dados para todas as conversões dos usos do solo disponíveis nos estudos.

Nós realizamos meta-análises separadas para as duas variáveis respostas (riqueza de espécies de formigas e diversidade *Shannon* de formigas). Em todos os estudos, nós coletamos dados sobre a identificação (citação do estudo), ambiente referência (*e.g.* floresta, savana), estação de coleta (chuvosa, seca ou ambos) e uso do solo (*e.g.* mineração, agricultura). Para as categorias de ambiente referência, nós usamos floresta (floresta primária e secundária, cerradão, floresta urbana, mata de galeria), savana (Cerrado *sensu stricto*), campos (pastagens naturais, Cerrado campo limpo) e veredas. Para as categorias de uso do solo, nós utilizamos agricultura (*e.g.* cultivo convencional, soja, café), agrofloresta, pastagem, mineração, silvicultura (*Eucalyptus sp.*, *Pinus sp.*, *Acacia sp.*, *Araucaria sp.*), mineração, construção urbana (*e.g.* casas, quintal, ambiente comercial), extração (geralmente área florestal com extração de madeira ou outros produtos vegetais) e produção (quando as autoras e autores não separavam os usos do solo, podendo unir na mesma categoria, por exemplo, pastagem e agricultura).

2.3 Análise dos dados

Realizamos dois modelos lineares generalizados (GLM) para avaliar a relação do ano de publicação e da quantidade de centros de estudos com formigas por estado sobre o número de artigos publicados, onde nós esperamos encontrar um aumento nas publicações ao longo do tempo e em estados com mais centros de estudos. Utilizamos a família de distribuição Poisson devido aos dados serem de contagem de número de artigos e verificamos a

superdispersão e ajuste dos modelos. Quando o modelo foi superdisperso, modificamos para família Binomial Negativa. Apesar das duas variáveis preditoras testarem efeitos sobre a mesma variável resposta (número de artigos), nós realizamos as análises em modelos diferentes devido que os dados foram coletados de maneira diferentes para cada variável (número de artigos publicados por ano e número de artigos publicados por estado). Dessa forma, os valores da variável resposta e o tamanho amostral mudaram para cada tipo de variável, necessitando dois modelos separados.

Fizemos gráficos descritivos (gráficos de barras) relacionando o número de artigos com as seguintes categorias: local do centro de estudo; biomas onde ocorreram as coletas; ambiente referência; usos do solo (*e.g.* silvicultura, agricultura, mineração); estrato da coleta (arborícola, epigéico, hipogéico, serapilheira); método de coleta (*e.g.* *Pitfall*, *Mini-Winkler*, iscas); parâmetros ecológico avaliados (*e.g.* riqueza, composição). Fizemos mapas identificando os centros de estudos e os pontos de amostragem no Brasil utilizando o pacote *geobr* (PEREIRA *et al.*, 2019), com o banco de dados do IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística) para os limites geográficos do Brasil, estados brasileiros e biomas. Fizemos análise de correlação (utilizando coeficiente de correlação de *Pearson*) para avaliar se a quantidade de estudos estão correlacionadas aos tamanhos dos biomas, ambientes referência e usos do solo no Brasil, utilizando os dados de tamanho de área do IBGE e MapBiomas (MAPBIOMAS, 2021).

Para a meta-análise, nós utilizamos o *Hedges' g* como métrica de tamanho de efeito para todas as análises. Para o cálculo do *Hedges' g*, nós utilizamos a função *escalc()* do pacote *metafor* (VIECHTBAUER, 2010) computando a diferença média padronizada (SMD - *standardized mean difference*). O *Hedges' g* neste caso é corrigido para amostras pequenas ($n < 10$). Nós calculamos o *Hedges' g* para dados separados de riqueza e diversidade *Shannon*, para conduzirmos as análises separadamente para cada tipo de resposta. *Hedges' g* positivos indicam aumento na riqueza de formigas e diversidade *Shannon* devido à conversão no uso do solo e *Hedges' g* negativos indicam diminuição na riqueza de formigas e diversidade *Shannon* devido à conversão no uso do solo. *Hedges' g* próximos a 0,2 são considerados baixos, próximos a 0,5 são considerados moderados e próximos a 0,8 são considerados altos (COHEN, 1988).

Nós utilizamos como variáveis respostas os *Hedges' g* para riqueza e diversidade *Shannon* em cada modelo separado. Nós realizamos modelos mistos (usando função *rma.mv*), e em todos eles nós utilizamos como variáveis aleatórias a referência do estudo (devido problema de independência, pois o mesmo estudo pode disponibilizar mais de um tamanho de

efeito), ambiente referência (devido problemas de independência, pois o mesmo estudo pode utilizar o mesmo ambiente natural como ambiente referência para avaliar diferentes conversões no uso do solo) e a estação de coleta (neste caso porque queríamos retirar uma possível interferência da estação do ano que os estudos foram coletados). Nós realizamos um modelo nulo separado para cada variável resposta (riqueza e diversidade *Shannon*) para calcularmos o efeito geral da conversão dos usos do solo. Nós realizamos também um modelo com o uso do solo como moderador (variável fixa) para cada variável resposta (riqueza e diversidade *Shannon*). Ao todo, nós realizamos dois modelos nulos (um para riqueza e um para diversidade *Shannon*) e dois modelos com uso do solo como moderador. Os *Hedges' g* são considerados significativos ($p < 0,05$) se os intervalos de confiança (95%) não sobrepõem o zero.

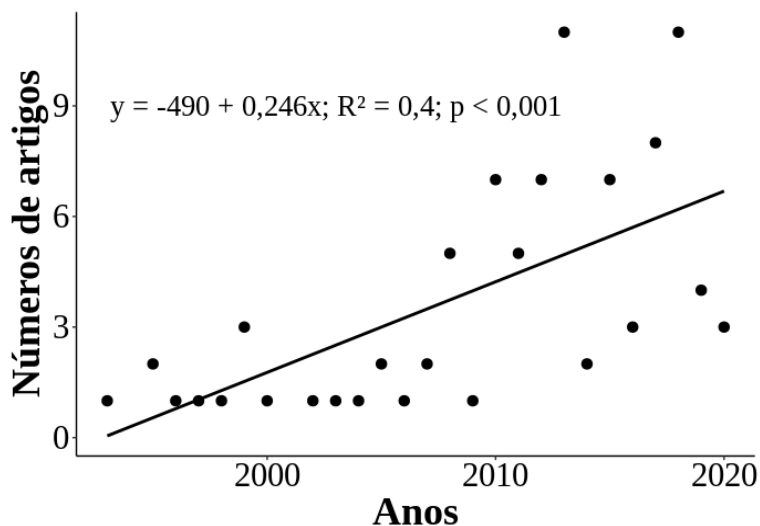
Nós realizamos análise de viés de publicação visualmente através de gráficos de funil e estatisticamente através de teste de *Egger's* modificado por HABECK e SCHULTZ (2015). O viés de publicação é uma tendência de se publicar trabalhos científicos significativos, enviesando os resultados disponíveis para a análise. O teste é realizado analisando um modelo de regressão com a variância dos tamanhos de efeito como moderador. Se o intercepto do modelo for significativamente diferente de zero ($p < 0,05$), é considerado enviesado. Quando os modelos apresentavam viés de publicação, nós realizamos a exclusão dos *outliers* identificados no gráfico de funil, até retirarmos o viés das análises. Nós avaliamos a heterogeneidade através do teste Q de Cochran (Q). Neste teste, se a hipótese nula for confirmada ($p > 0,05$, calculado através da estatística χ^2), indica que os tamanhos de efeito são homogêneos. Para testes Q significativo ($p < 0,05$), indica que existe heterogeneidade, havendo variabilidade entre os tamanhos de efeito avaliados. QM indica o quanto o moderador explica de heterogeneidade para $p < 0,05$. Todas as análises foram feitas no *Software R 4.0.3* (R CORE TEAM, 2020) utilizando o pacote *metafor* para meta-análises, teste de *Egger's*, gráficos de funil e *forest plot*. Os gráficos de barras e os gráficos da meta-análise foram feitos com o pacote *ggplot2* (WICKHAM, 2016).

3 Resultados

Nós encontramos que o número de estudos com formigas avaliando as alterações dos usos do solo do Brasil aumentaram com o passar dos anos (g.l. = 24; $F_{1,24} = 21,124$; $p < 0,001$; Figura 2) e existem mais pontos de coleta próximo a centros de estudos com formigas (g.l. = 17; $F_{1,17} = 33,28$; $p < 0,001$; Figura 3). Além disso, a maioria dos estudos são realizados também nos biomas Mata Atlântica, Cerrado e Amazônia e na região sudeste

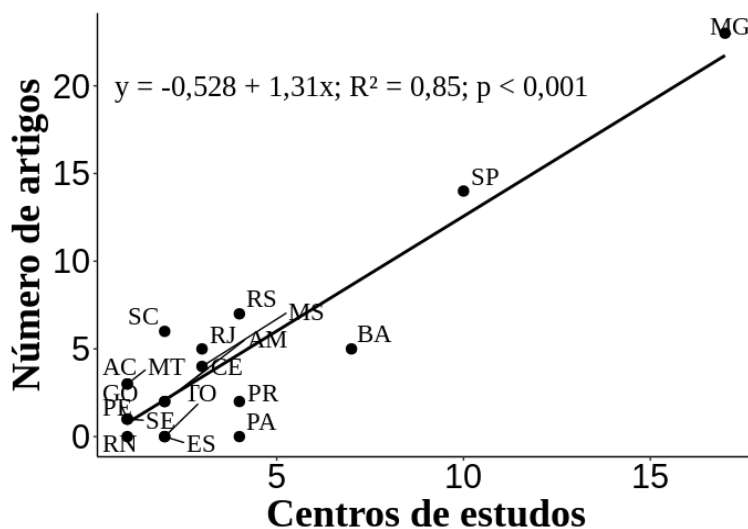
(Figuras 4 e 5). Nós não encontramos uma correlação entre o número de estudos realizados com o tamanho do biomas (coeficiente de correlação = 0,31; $p = 0,53$).

Figura 2 - O número de artigos publicados com formigas avaliando usos do solo no Brasil aumentaram desde 1993.



Fonte: Do autor (2021).

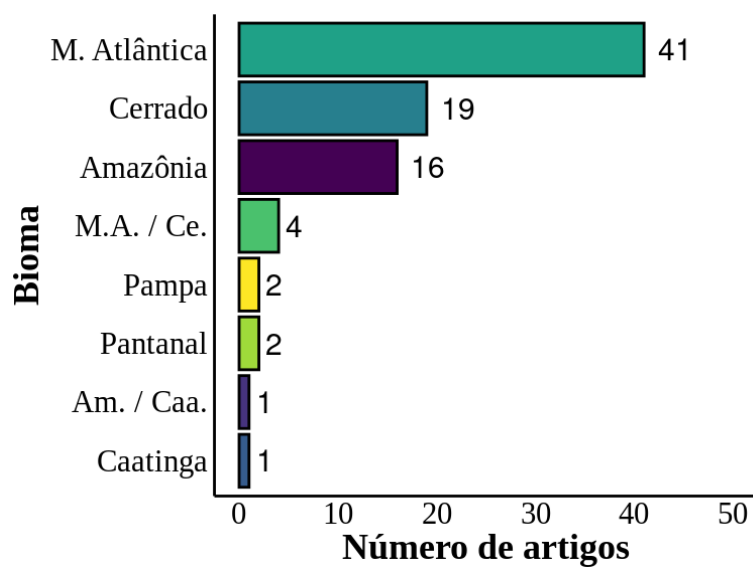
Figura 3 - Número de artigos publicados com formigas avaliando usos do solo no Brasil aumentaram com o maior número de centros de estudos no estado.



Legenda: Nos pontos da regressão estão as siglas para os estados brasileiros com centros de estudos: MG - Minas Gerais; SP - São Paulo; RS - Rio Grande do Sul; SC - Santa Catarina; BA - Bahia; AM - Amazonas; MS - Mato Grosso do Sul; AC - Acre; MA - Maranhão; MT - Mato Grosso; CE - Ceará; PR - Paraná; GO - Goiás; PE - Pernambuco; PI - Piauí; RO - Roraima; SE - Sergipe.

Fonte: Do autor (2021).

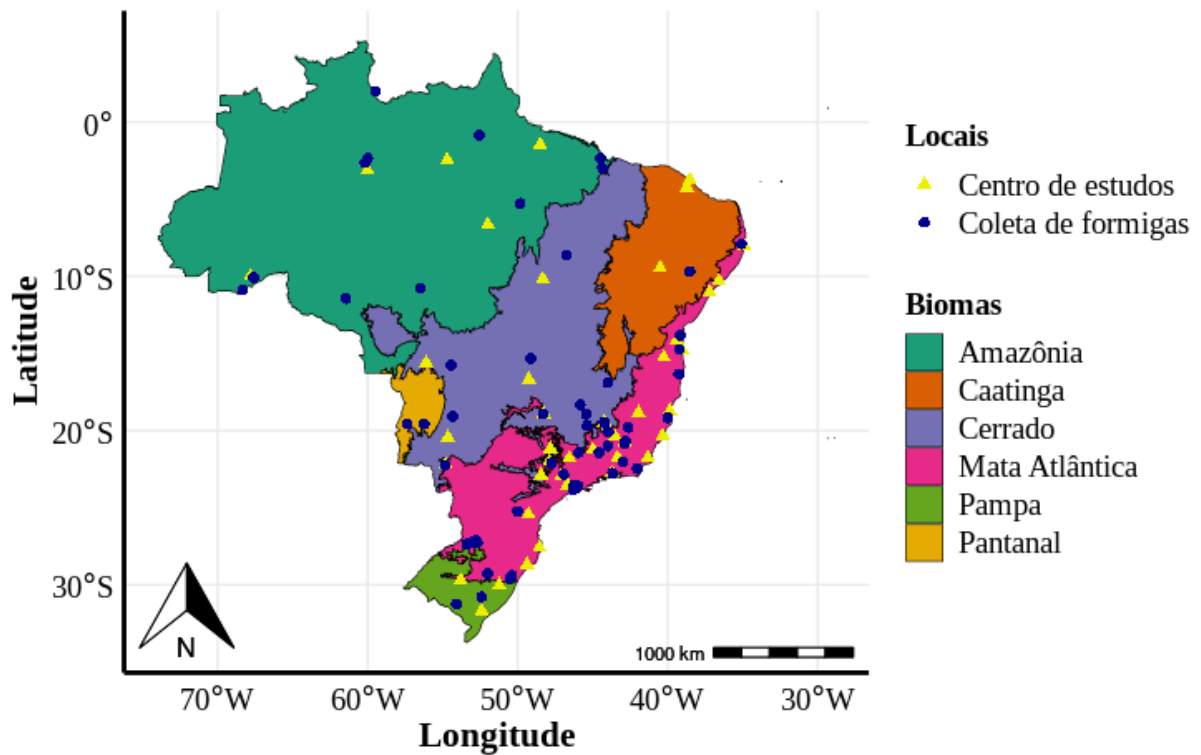
Figura 4 - Biomas terrestres brasileiros onde foram realizados estudos com formigas avaliando usos do solo no Brasil.



Legenda: Biomas e transição entre biomas: M. Atlântica - Mata Atlântica; Cerrado; Amazônia; M.A. / Ce. - transição entre Mata Atlântica e Cerrado; Pampa; Pantanal; Am. / Ca. - transição entre Amazônia e Caatinga; Caatinga.

Fonte: Do autor (2021).

Figura 5 - Mapa do Brasil com a distribuição dos centros de estudos e coleta de formigas.

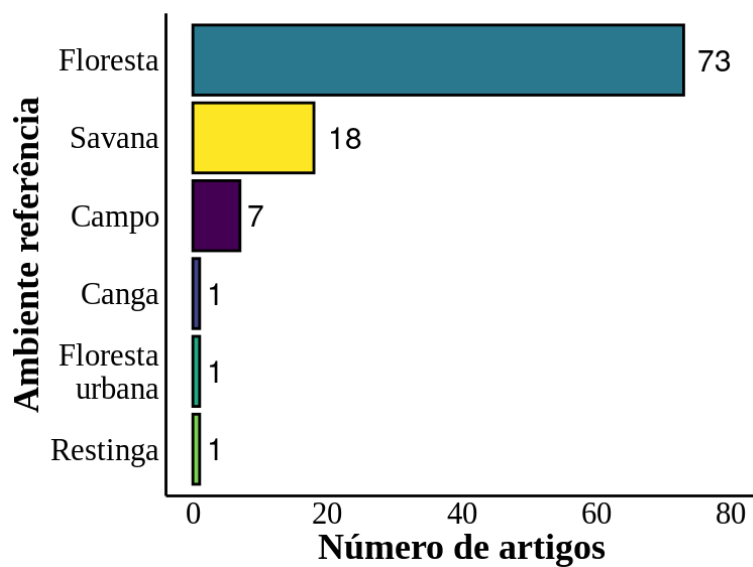


Legenda: Centros de estudos (triângulos amarelos) e pontos de coletas de formigas avaliando usos do solo no Brasil (pontos azuis). O mapa possui limites territoriais dos biomas brasileiros.

Fonte: Do autor (2021).

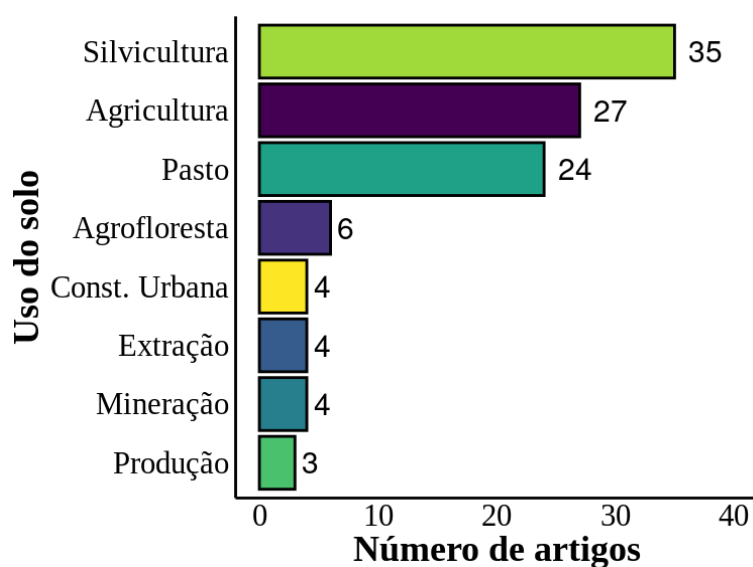
As áreas de referência mais estudadas foram florestais, seguidos por ambiente de savana (Figura 6), e nós encontramos correlação positiva entre o número de artigos e o tamanho das áreas de referência no Brasil (coeficiente de correlação = 0,99; $p = 0,0008$). Das áreas de uso do solo, as mais representadas foram para silvicultura, seguido de agricultura e pasto (Figura 7), e nós não encontramos correlação entre o número de estudos e o tamanho dos usos do solo no Brasil (coeficiente de correlação = 0,39; $p = 0,44$).

Figura 6 - Tipos de ambiente referência onde foram realizados estudos avaliando os efeitos do uso do solo na assembleia de formigas no Brasil.



Fonte: Do autor (2021).

Figuras 7 - Usos do solo onde foram realizados estudos com formigas no Brasil.

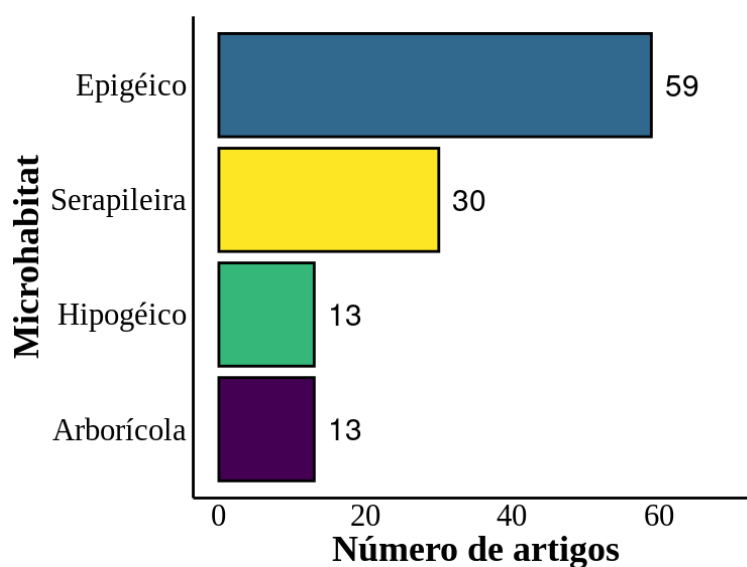


Legenda: Usos do solo: Silvicultura, Agricultura, Pasto; Agrofloresta, Const. Urbana - Construção urbana, Extração, Mineração, Produção.

Fonte: Do autor (2021).

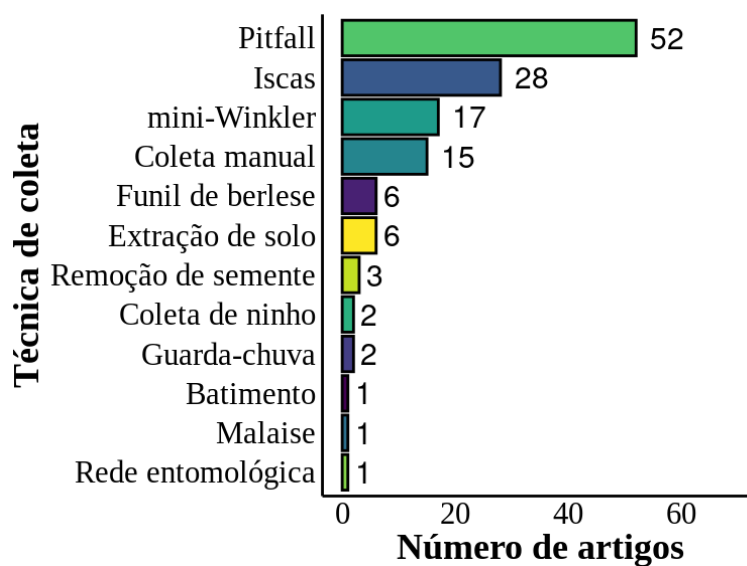
A maioria dos estudos coletaram formigas ao nível do solo, no microhabitat epigéico e na serapilheira, enquanto os estratos arborícolas e hipogéicos foram amostrados menos amostrados (Figura 8). Como esperado, a maior parte dos estudos ocorreram nas duas estações do ano (38), seguido por estação chuvosa (26) e estação seca (12). Além disso, a maioria dos artigos trabalhavam com armadilhas de queda do tipo *Pitfall*, iscas (frequentemente de sardinha e/ou mel), extrator de serapilheira de *Mini-Winkler* e coleta manual (figura 9). As iscas estavam associadas às armadilhas de queda do tipo *Pitfall* e a coleta manual, para atração das formigas. Vimos que a maioria dos parâmetros ecológicos avaliados para formigas estão relacionados à ecologia taxonômica como riqueza, composição, abundância e diversidade (Figura 10).

9 - Microhabitats (estratos) de coleta de formigas em usos do solo no Brasil.



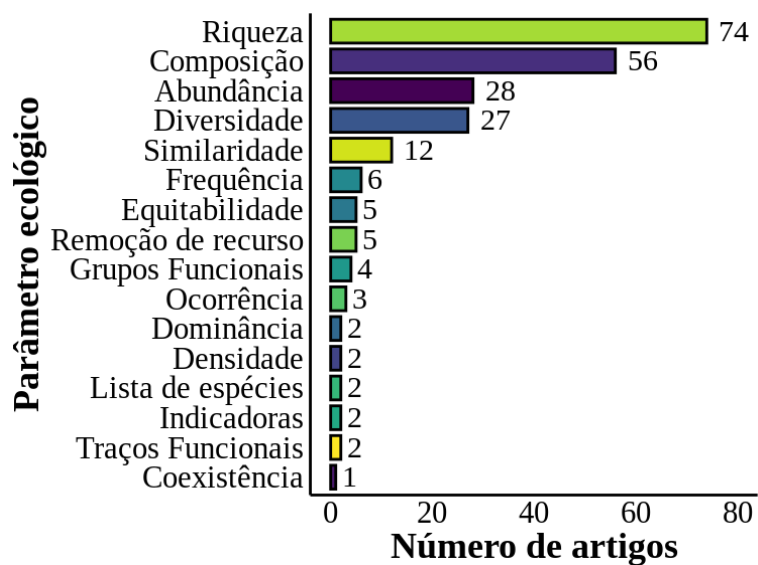
Fonte: Do autor (2021).

Figura 9 - Técnicas de coleta realizadas em estudos com formigas avaliando usos do solo no Brasil.



Fonte: Do autor (2021).

Figura 10 - Parâmetros avaliados em estudos com formigas avaliando usos do solo no Brasil.

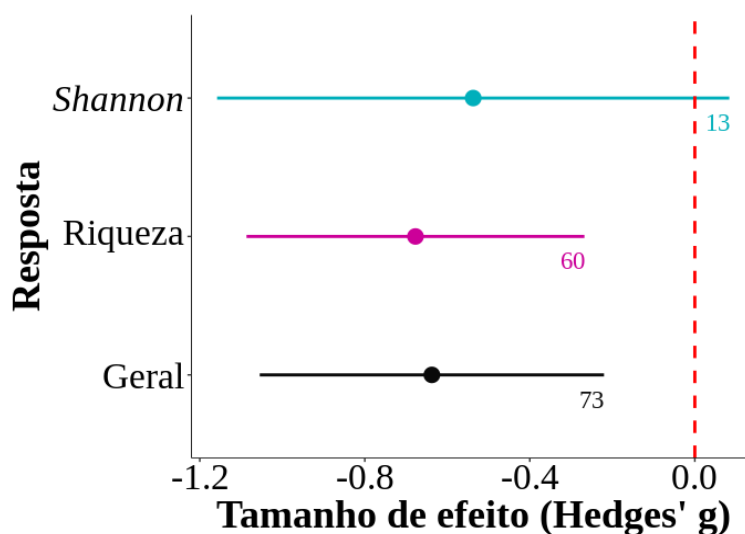


Fonte: Do autor (2021).

Os 31 estudos analisados para a meta-análise geraram 108 tamanhos de efeito (*Hedges' g*). Destes, 27 estudos continham dados sobre riqueza (84 *Hedges' g*) e 8 continham dados sobre diversidade *Shannon* (24 *Hedges' g*). Entretanto, nós encontramos viés de publicação nesses dados (ver Apêndice A) e o intercepto de *Egger's* foi significativo para riqueza (intercepto: 3,9568; IC de 2,9341 para 4,9794; $p < 0,0001$) e diversidade *Shannon* (intercepto: 2,2496; IC de 0,4283 para 4,0708; $p = 0,0155$). Além disso, nós encontramos significativos valores de heterogeneidade para riqueza ($Q = 466,0386$; $p < 0,0001$; g.l. = 83) e diversidade *Shannon* ($Q = 189,4142$; $p < 0,0001$; g.l. = 23) nos modelos nulos. Nós realizamos a retirada dos *outliers* dos valores de efeito para retirar o viés de publicação dos dados e a heterogeneidade dos tamanhos de efeito. Dos 31 estudos totais (108 *Hedges' g*), restaram 26 estudos totais (73 *Hedges' g*), 23 estudos com riqueza (60 *Hedges' g*) e sete estudos com diversidade *Shannon* (13 *Hedges' g*). Nós conseguimos reduzir o viés de publicação segundo os gráficos de funil (ver Apêndice A) e o intercepto de *Egger's* não foi significativo para riqueza (intercepto: -0,4324; IC de -1,1277 para 0,2629; $p = 0,2229$) e diversidade *Shannon* (intercepto: 0,1515; IC de -2,0064 para 2,3095; $p = 0,8905$). Além disso, nós conseguimos reduzir a heterogeneidade dos tamanhos de efeito do modelo nulo para riqueza ($Q = 114,1636$; $p < 0,0001$; g.l. = 59) e diversidade *Shannon* ($Q = 24,5407$; $p = 0,0172$; g.l. = 12). Entretanto, em ambos os casos a presença da heterogeneidade dos *Hedges' g* ainda foram significativas segundo o teste Q de Cochran. A seguir, apresentaremos os resultados dos modelos para teste das hipóteses com os dados após a retirada dos *outliers*.

A conversão do uso do solo reduziu em 63% a diversidade geral de formigas (*Hedges' g* = -0,6374; IC de 1,0547 para -0,2202; $p = 0,0028$; g.l. = 72; Figura 11). Esta redução foi significativa para a riqueza de formigas (*Hedges' g* = -0,6772; IC de -1,0867 para -0,2676; $p = 0,0012$; g.l. = 59) mas não para a diversidade *Shannon* (*Hedges' g* = -0,5373; IC de -1,1581 para 0,0836; $p = 0,0899$; g.l. = 12).

Figura 11 - A conversão do uso do solo no Brasil diminuiu a diversidade de formigas.



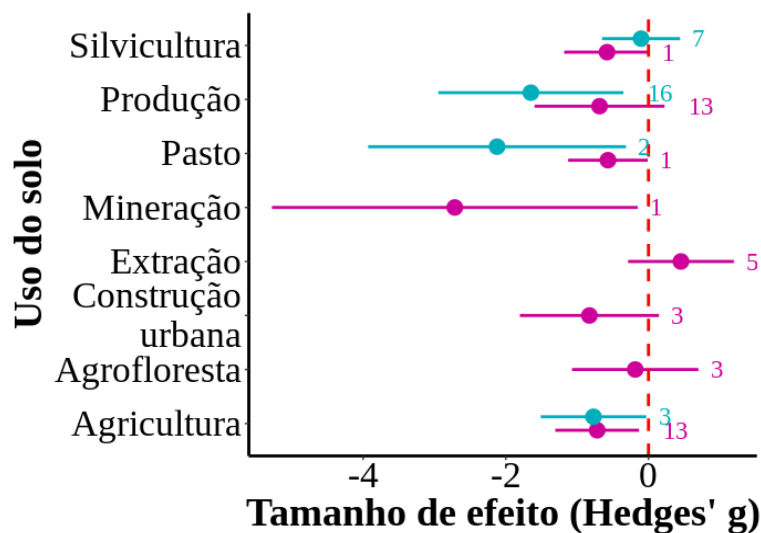
Legenda: A conversão do uso do solo diminuiu a diversidade de formigas geral (preto) e a riqueza de espécies (rosa), mas não possui efeito significativo na diversidade *Shannon* (azul). O tamanho de efeito (*Hedges' g*) é indicado pelo ponto com o intervalo de confiança em 95%. *Hedges' g* são significativos quando o intervalo de confiança não sobrepõem com zero (linha tracejada vermelho). Os números próximos de cada intervalo de confiança indicam o número de *Hedges' g* calculados para cada categoria.

Fonte: Do autor (2021).

Nós encontramos uma redução significativa na riqueza de espécies em relação ao tipo de uso do solo (QM = 27,3285, $p = 0,0006$; Figura 12). Especificamente para cada uso do solo, nós encontramos uma queda significativa da riqueza para agricultura (*Hedges' g* = -0,7191; IC de -1,3063 para -0,1320), pastagem (*Hedges' g* = -0,5685; IC de -1,1264 para -0,0106) e mineração (*Hedges' g* = -2,7146; IC de -5,2777 para -0,1514). Nós encontramos um tamanho de efeito de agroflorestra próximo a zero (*Hedges' g* = -0,1860; IC de -1,0721 para 0,7002) e para áreas de extração positivo (*Hedges' g* = 0,4546; IC de -0,2862 a 1,1955), porém nenhum dos dois foram significativos. Também encontramos tamanhos de efeito não significativos, porém negativos, para construção urbana (*Hedges' g* = -0,8280; IC de -1,8027 para 0,1468), produção (*Hedges' g* = -0,6862; IC de -1,5971 para 0,2246) e silvicultura (*Hedges' g* = -0,5812; IC de -1,1816 para 0,0191). Também encontramos efeito negativo significativo dos usos do solo na diversidade *Shannon* (QM = 15,2557, $p = 0,0042$; Figura 12). Agricultura (*Hedges' g* = -0,7710; IC de -1,5101 para -0,0320), pastagens (*Hedges' g* = -2,1226; IC de -3,9296 para -0,3156) e áreas de produção (*Hedges' g* = -1,6485; IC de -2,9463 para -0,3508) diminuem significativamente a diversidade *Shannon*. Áreas de silvicultura não afetam significativamente a diversidade *Shannon* e possuem tamanho de

efeito próximo a zero ($Hedges' g = -0,1042$; IC de $-0,6515$ para $0,4431$).

Figura 12 - A conversão para alguns usos do solo no Brasil diminui a riqueza e a diversidade *Shannon* de formigas.



Alguns usos do solo diminuem significativamente a riqueza (rosa) e a diversidade *Shannon* (azul) de formigas. O tamanho de efeito ($Hedges' g$) é indicado pelo ponto com o intervalo de confiança em 95%. $Hedges' g$ são significativos quando o intervalo de confiança não sobrepõem com zero (linha tracejada vermelha). Os números próximos de cada intervalo de confiança indicam o número de $Hedges' g$ calculados para cada categoria.

Fonte: Do autor (2021).

4 Discussão

Aqui, nós fizemos uma revisão integrativa e teste de hipótese por meta-análise dos estudos que avaliaram os efeitos da conversão de usos do solo no Brasil sobre a assembleia de formigas. No geral, os estudos estão concentrados nos biomas Mata Atlântica, Cerrado e Amazônia, avaliando principalmente os efeitos da conversão de floresta para silvicultura, agricultura e pecuária. Nós conseguimos encontrar lacunas de conhecimentos relacionados aos poucos estudos com outros biomas (*e.g.* Caatinga) e usos do solo (*e.g.* mineração). Nós também encontramos um efeito negativo da conversão dos usos do solo para as formigas, principalmente diminuindo o número de espécies. Entretanto, devido ao número baixo de estudos avaliando funções ecossistêmicas, também identificamos uma lacuna de conhecimento a respeito das respostas das funções ecossistêmicas das formigas à essas alterações antrópicas.

O número de estudos com formigas avaliando os efeitos dos usos do solo no Brasil aumentaram com o passar dos anos. Isso provavelmente ocorreu devido ao aumento do ensino superior público no Brasil (BARROS, 2015; MiniSTÉRIO DA EDUCAÇÃO, 2021),

responsável por 95% da produção científica no país (BRAGA, 2019). Associado a isso, nos últimos anos houve um aumento no desmatamento e conversão de usos do solo no Brasil (JUNIOR *et al.*, 2021b), e devido a importância mundial da biodiversidade brasileira, houve um aumento nos esforços para entender e mitigar estes efeitos negativos nos ecossistemas. A maioria das primeiras e primeiros autores estão localizadas no sudeste e sul do país, região com maior poder econômico (ÍNDICE FIRJAN DESENVOLVIMENTO MUNICIPAL, 2018), que possuem a maior parte das universidades públicas do Brasil (MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO, 2013) e a maior concentração de centros de pesquisas com formigas no país, principalmente Minas Gerais e São Paulo. Encontramos também autoras e autores que são de instituições localizadas em outros países, o que ajuda a evidenciar a importância mundial de tais estudos realizados no Brasil.

Além do sudeste ser a região onde mais há centros de pesquisas que avaliam usos do solo com formigas no Brasil, o bioma Mata Atlântica também foi o que teve maior número de estudos em seu território (*e.g.* LUTINSKI *et al.*, 2013). Neste bioma está localizado mais de 125 milhões da população brasileira e representa 2/3 da economia industrial do país (REZENDE *et al.*, 2018). Aliado a isso, é historicamente o bioma mais devastado do Brasil, restando somente cerca de 11% a 16% de remanescentes da área original, que foi perdida principalmente para agricultura, industrialização e urbanização (REZENDE *et al.* 2018).

O Cerrado, outro *hotspot* mundial da biodiversidade mundial também presente no sudeste brasileiro, é relativamente bem estudado. Nos últimos anos o Cerrado é o bioma que mais perde áreas para a conversão do uso do solo, principalmente para agricultura e pecuária praticadas pelo agronegócio (JUNIOR *et al.*, 2021a; ZALLES *et al.*, 2019), e também há grande presença de urbanização (GRECCHI *et al.*, 2014). O Cerrado faz fronteira com a maioria dos biomas brasileiros, entre eles a Amazônia, maior floresta tropical do mundo e abriga a maior parte da biodiversidade terrestre mundial (HECKENBERGER *et al.*, 2007), que também apresenta grande parte dos estudos com usos do solo no Brasil. Os outros biomas brasileiros, Caatinga, Pampa e Pantanal, foram pouco estudados em comparação aos anteriores (*e.g.* SANT'ANA *et al.*, 2008; UEHARA-PRADO, 2005), dessa forma identificamos esta lacuna de conhecimento dos efeitos dos usos do solo nesses locais, devido à baixa amostragem. Entretanto, alguns estudos avaliaram o efeito da conversão dos campos naturais para pastos com criação de gado e até mesmo conversão de campos naturais para silvicultura, que neste caso, pode-se um uso mais intensivo porque muda drasticamente a estrutura do ambiente. A Caatinga por sua vez, quase não apresenta estudos com alteração no uso do solo, apresentando uma necessidade de tais trabalhos neste bioma (*e.g.*

SOUZA-SOUTO *et al.*, 2016).

Os ambientes referência mais amostrados foram as florestas, principalmente as da Mata Atlântica (*e.g.* MENTONE *et al.*, 2011; OLIVEIRA *et al.*, 2015; RESENDE *et al.*, 2011; SOUZA *et al.*, 2012; SUGUITURU *et al.*, 2011), áreas de Cerradão (*e.g.* MUNIQUE; CALIXTO, 2018; SOARES; ANTONIALLI-JUNIOR; LIMA-JUNIOR, 2010) e a floresta Amazônica (*e.g.* OLIVEIRA *et al.*, 1995; ROUSSEAU; SANTOS SILVA; CARVALHO, 2010; OLIVEIRA; SCHMIDT, 2019). Vimos que a silvicultura foi o uso de solo mais estudado no Brasil, provavelmente por conta de sua grande presença nos biomas Mata Atlântica e Cerrado (*e.g.* FRÖHLICH *et al.*, 2011; GONÇALVES *et al.*, 2013; KRÜGER; LOECK; GRÜTZMACHER, 2010; MARINHO *et al.*, 1998; ROCHA *et al.*, 2013), do impacto econômico que tais recursos têm para o Brasil (INDUSTRIA BRASILEIRA DE ÁRVORES, 2019) e da necessidade de avaliar se florestas plantadas podem ser benéficas para proteção de recursos naturais e biodiversidade (BROCKERHOFF *et al.*, 2013). Para agropecuária, notamos que no geral os trabalhos tratam de impactos de culturas altamente produzidas pelo agronegócio, como as culturas de grãos e café (*e.g.* DIAS *et al.*, 2013, 2008), cana-de-açúcar (*e.g.* SAAD *et al.*, 2017; SANTOS; CARRANO-MOREIRA; TORRES, 2012; SILVA *et al.*, 2017) e pastagem (*e.g.* MAJER; DELABIE, 1999; VASCONCELOS, 1999). Isso pode indicar que o aumento da conversão de áreas naturais para produção dessas culturas nos últimos anos pode estar influenciando os estudos com formigas no Brasil. Agroflorestas também foram ambientes bem estudados (*e.g.* RAMOS *et al.*, 2015). Outros tipos de ambientes referência, como veredas (*e.g.* COSTA-MILANEZ *et al.*, 2014), restingas (*e.g.* GOMES *et al.*, 2010), savanas (*e.g.* NEVES *et al.*, 2012; RAMOS *et al.*, 2003), cangas (*e.g.* VIANA-SILVA; JACOBI, 2012) e campos naturais (*e.g.* GUSMÃO; LOECK, 1999) tiveram relativamente poucos estudos. Poucos estudos avaliaram os efeitos da urbanização mesmo que ela seja uma das maiores causadoras da conversão no uso do solo (RICHARDS; VANWEY, 2015). O extrativismo, como a extração de madeira, também teve poucos estudos (*e.g.* MIRANDA *et al.*, 2013, 2017; VASCONCELOS; VILHENA; CALIRI, 2000), apesar da grande ocorrência em ambientes florestais (*e.g.* MATRICARDI *et al.*, 2013). A mineração (*e.g.* MAJER, 1996; RABELLO *et al.*, 2015; ROCHA *et al.*, 2015) e a urbanização (*e.g.* MUNHAE *et al.*, 2015; PACHECO; VASCONCELOS, 2007; SANTOS-SILVA; VICENTE; FEITOSA, 2016) também teve poucos estudos, apesar dos fortes impactos que tais atividades causam nos ambientes e da importância econômica para o país.

Nestes estudos, como esperado, as formigas são mais amostradas nas duas estações do ano (seca e chuvosa), devido à variação climática e nas dinâmicas da assembleia ao longo do

ano. Também houveram muitos estudos realizados somente na estação chuvosa, por ser uma estação mais quente e úmida, com maior disponibilidade de recursos e atividades de forrageio das formigas, é uma boa estação para amostragem destes insetos (COOK *et al.*, 2011). Nas coletas dos trabalhos avaliados o estrato mais amostrado foi o epigéico (*e.g.* MORINI, 2014; NOGUEIRA *et al.*, 2017; ROSADO *et al.*, 2012, 2013). As formigas estão mais presentes nesse microhabitat nos ambientes (LONGINO; NADKARNI, 1990), e juntos com a serapilheira, se tornam ideal para pesquisas de avaliação de diversidade taxonômica (*e.g.* COELHO; RIBEIRO, 2006; CORASSA *et al.*, 2015; DIEHL; SANHUDO; DIEHL-FLEIG, 2004; MAJER; DELABIE; MCKENZIE, 1997; PACHECO *et al.*, 2009). Também vimos grande frequência em estudos com formigas arborícolas (*e.g.* RESENDE *et al.*, 2013), provavelmente devido às amostragens em florestas tropicais e sistemas agroflorestais, onde é importante a avaliação da assembleia de formigas neste estrato (*e.g.* DAVIDSON, 1997; GOMES *et al.*, 2013; PHILPOTT; PERFECTO; VANDERMEER, 2008). O estrato hipogéico foi o menos mostrado (MARTINS *et al.*, 2019; MATHIEU *et al.*, 2005; PACHECO; VASCONCELOS, 2012), indicando que ainda é baixo o foco em estudos de formigas para tais avaliações (SCHMIDT; SOLAR, 2010).

As técnicas de amostragem mais utilizadas foram principalmente armadilhas do tipo *Pitfall* (TRIANA *et al.*, 2019), coleta ativa (TAVARES; BISPO; ZANZINI, 2008) e iscas atrativas (LEAL; FERREIRA; FREITAS, 1993; SCHMIDT; DIEHL, 2008). Geralmente as iscas eram de mel (fonte de carboidrato) e/ou sardinha em óleo (fonte de proteína e lipídeos) e estavam presentes em algumas armadilhas de *Pitfall* ou na coleta ativa para aumentar a atração e coleta das formigas. Poucos estudos utilizaram outras iscas, geralmente usadas para avaliação de funções ecossistêmicas como diásporos (artificiais e naturais) e fezes. Estas técnicas de coleta são frequentemente usadas no estrato epigeico, apesar das armadilhas de *Pitfall* também serem muito amostradas em estratos arborícolas e hipogéicos (BESTELMEYER, 2000). Armadilhas iscadas podem enviesar a amostragem atraindo apenas alguns grupos que têm preferências pelos recursos disponibilizados (ANTONIAZZI *et al.*, 2020). Os extratores de *Mini-Winkler* foram altamente utilizados nos estudos, pois são um ótimo método de coleta para formigas que vivem e/ou forrageiam na serapilheira.

Os parâmetros ecológicos mais avaliados nesses estudos com usos do solo no Brasil, como esperado, são voltados para a ecologia taxonômica. A grande maioria dos estudos trata da riqueza (*e.g.* LUTINSKI *et al.*, 2017), composição (*e.g.* PEIXOTO *et al.*, 2010; SCHMIDT; RIBAS; SCHOEREDER, 2013; SOBRINHO *et al.*, 2003; SOUZA-CAMPANA *et al.*, 2017), diversidade (*e.g.* MARINHO *et al.*, 2002; MARSH *et al.*, 2018) e abundância

(e.g. SANTOS; BISCHOFF; FERNANDES, 2018; SEGAT *et al.*, 2017). Tais estudos que avaliam os efeitos dos usos do solo na taxonomia das formigas são importantes para identificação de padrões de diversidade e áreas prioritárias para conservação (WILLIAMS; HUMPHRIES; VANE-WRIGHT, 1991). No entanto, somente utilizar avaliações taxonômicas em estudos com formigas pode ser prejudicial, pois as funções ecossistêmicas trazem respostas diferentes dos padrões taxonômicos (que geralmente são negativos) a respeito do funcionamento e dinâmicas dos ecossistemas (QUEIROZ *et al.*, 2021; SILVA; BRANDÃO, 2010). Apesar do aumento da ecologia funcional nos últimos anos (SCHUTLER, 2010), a respeito das avaliações com formigas no Brasil, os estudos ainda são escassos e ainda é necessário entender o que as mudanças dos usos do solo causam nas funções ecossistêmicas de formigas. No geral, tais estudos são voltados para a categorização de grupos funcionais e guildas (e.g. MARTELLO *et al.*, 2018), e somente uma pequena parcela deles avaliam funções ecossistêmicas propriamente ditas, geralmente dispersão de sementes (e.g. QUEIROZ *et al.*, 2021; RABELLO *et al.*, 2018) e predação (e.g. PACHECO *et al.*, 2017). Além disso, estudos que avaliam dinâmicas populacionais (e.g. VASCONCELOS; CHERRETT, 1995), coexistência de espécies (e.g. MENEZES; SCHMIDT, 2020) e outros parâmetros são ainda mais raros, dificultando nosso conhecimento a respeito das dinâmicas e interações da assembleia de formigas nos diferentes biomas e usos do solo no Brasil.

Nós avaliamos por meio de meta-análise os efeitos dos usos do solo na riqueza de espécies e diversidade *Shannon* de formigas, e vimos que de maneira geral, a conversão tem efeito negativo na assembleia de formigas. Entretanto, tais efeitos são complexos e dependem de qual uso do solo estamos avaliando. Usos do solo florestais como silvicultura, floresta de extrativismo e agroflorestas, não possuem efeito significativo na assembleia de formigas. Como nós vimos, a maioria dos ambientes referências que encontramos foram florestais. Diante disso, quando se converte ambientes florestais para usos florestais, as alterações ambientais que ocorrem aparentemente não são suficientes para modificar a diversidade de formigas. Por outro lado, em conversões mais contrastantes o efeito negativo pode ser intensificado (e.g. floresta para pasto). Agricultura, pastagem e mineração, que teve o maior tamanho de efeito entre os usos do solo avaliados, causam efeitos negativos na diversidade de formigas. Ao considerarmos que a maior parte dos estudos utilizaram ambientes florestais como ambiente referência, tais conversões de usos do solo modificam a disponibilidade de recursos e condições locais filtrando poucas espécies generalistas levando a efeitos negativos.

5 Conclusão

Neste trabalho, vimos que os estudos aumentaram ao longo dos anos, um possível reflexo do aumento da preocupação com a perda de ambientes naturais e biodiversidade e também um possível aumento no número de universidades brasileiras e centros de estudos. Além disso, vimos que estados com maior número de centros de estudos com formigas, também realizam mais estudos avaliando os efeitos dos usos do solo. Conseqüentemente, existem mais estudos nos biomas onde se concentram os centros de estudos e nos biomas mais afetados pelos usos do solo, e principalmente nas fitofisionomias florestais de tais biomas. Portanto, identificamos e ressaltamos uma lacuna no conhecimento sobre a resposta da assembleia de formigas em relação ao uso do solo nos biomas Caatinga, Pantanal e Pampa. Dessa forma, sugerimos uma maior realização de estudos nesses três biomas e em fitofisionomias não florestais para a avaliação da conversão dos usos do solo.

Vimos que a maior parte dos estudos abordam a conversão de usos do solo em silvicultura, agricultura e pecuária, apesar de outros usos do solo, como urbanização e mineração, serem muito presentes e importantes no país. Nesse sentido, também aconselhamos maior número de estudos em usos do solo que avaliem os efeitos da urbanização e mineração em diferentes biomas. Nós também incentivamos trabalhos a utilizarem sempre um ambiente natural como ambiente referência, e se possível controle temporal, para comparação nos estudos, visto que muitos trabalhos foram excluídos das nossas análises por não apresentarem um ambiente referência.

A maior parte dos estudos coletam formigas do solo (epigéicas e de serapilheira), utilizando principalmente armadilhas do tipo *Pitfall* e extratores de *Mini-Winkler*. Tais coletas são importantes, visto que estes microhabitats tendem a apresentar maior número de riqueza de formigas. Entretanto a baixa amostragem nos outros dois microhabitats pode deixar de nos mostrar importantes efeitos dos usos do solo, como a conversão de florestas para usos mais abertos (e.g. agricultura e pastagem) para formigas arborícolas e para usos muito intensivos para o solo (e.g. mineração). Nós também encontramos que a maioria dos parâmetros avaliados são para entender os efeitos da conversão dos usos do solo na ecologia taxonômica, dessa forma, identificamos mais uma lacuna em outros parâmetros que também podem ser avaliados, como as funções ecossistêmicas. Apesar do aumento nos últimos anos da ecologia funcional, ainda notamos que tais estudos são escassos, necessitando continuar os esforços para entender o funcionamento dos ecossistemas naturais e antrópicos. Por fim, a conversão de usos do solo no Brasil tem um efeito negativo na assembleia de formigas, principalmente na riqueza de espécies. Entretanto, apesar da maioria dos usos do solo tenderem a ter efeitos

negativos, esses efeitos não são sempre os mesmos. Conversões no uso do solo mais contrastantes (*e.g.* floresta para pasto) aparentemente são piores que conversões menos intensas (*e.g.* floresta para agrofloresta). Neste sentido, é sempre importante destacar o tipo de conversão realizada e o tipo de uso do solo a ser avaliado.

REFERÊNCIAS

- AMARAL, G. C. do; VARGAS, A. B. de; ALMEIDA, F. S. Efeitos de atributos ambientais na biodiversidade de formigas sob diferentes usos do solo. **Ciência Florestal**, v. 29, n. 2, p. 660, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.5902/1980509833811>
- ANTONIAZZI, R.; AHUATZIN, D. A.; PELAYO-MARTÍNEZ, J.; ORTIZ-LOZADA, L.; LEPONCE, M.; DÁTTILO, W. On the effectiveness of hand collection to complement baits when studying ant vertical stratification in tropical rainforests. **Sociobiology**, v. 67, n. 2, p. 213–222, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.13102/sociobiology.v67i2.4909>
- APOLINÁRIO, L. da C. M. H.; DE ALMEIDA, Â. A.; QUEIROZ, J. M.; VARGAS, A. B.; ALMEIDA, F. S. Diversity and guilds of ants in different land-use systems in Rio de Janeiro State, Brazil. **Floresta e Ambiente**, v. 26, n. 4, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/2179-8087.115217>
- ASSIS, D. S.; SANTOS, I. A. DOS; RAMOS, F. N.; BARRIOS-ROJAS, K. E.; MAJER, J. D.; VILELA, E. F. Agricultural matrices affect ground ant assemblage composition inside forest fragments. **PloS one**, v. 13, n. 5, p. e0197697, 2018a.
- ASSIS, V. C. B. DE; CHAGAS, P. G.; MARINHO, C. G. S.; FADINI, M. A. M.; DELABIE, J. H. C.; MENDES, S. M. Transgenic Bt maize does not affect the soil ant community. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 53, n. 2, p. 152–162, 2018b.
- BAR-ON, Y. M.; PHILLIPS, R.; MILO, R. The biomass distribution on Earth. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 115, n. 25, p. 6506–6511, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1073/pnas.1711842115>
- BARNES, A. D. *et al.* Direct and cascading impacts of tropical land-use change on multi-trophic biodiversity. **Nature Ecology and Evolution**, v. 1, n. 10, p. 1511–1519, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0275-7>
- BARROS, A. da S. X. L'Expansion de l'enseignement supérieur au Brésil: Limites et possibilités. **Educacao e Sociedade**, v. 36, n. 131, p. 361–390, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/ES0101-7330201596208>
- BRAGA, F. Universidades públicas respondem por mais de 95% da produção científica do Brasil. Disponível em: <https://www.ufrb.edu.br/portal/noticias/5465-universidades-publicas-respodem-por-mais-de-95-da-producao-cientifica-do-brasil>. Acesso em: 10 jan. 2021.
- BRANDÃO, C. R. F.; SILVA, R. R.; FEITOSA, R. M. Cerrado ground-dwelling ants (Hymenoptera: Formicidae) as indicators of edge effects. **Zoologia**, v. 28, n. 3, p. 379–387, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1984-46702011000300012>
- BROCKERHOFF, E. G.; JACTEL, H.; PARROTTA, J. A.; FERRAZ, S. F. B. Role of eucalypt and other planted forests in biodiversity conservation and the provision of biodiversity-related ecosystem services. **Forest Ecology and Management**, v. 301, p. 43–50, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.09.018>
- CHUS, O.; FORMICIDAE, H. A Comparison of Ground and Canopy Leaf Litter Ants

(Hymenoptera: Formicidae) in a Neotropical Montane Forest. p. 281–285, 1978.

COELHO, I. R.; RIBEIRO, S. P. Environment heterogeneity and seasonal effects in ground-dwelling ant (Hymenoptera: Formicidae) assemblages in the Parque Estadual do Rio Doce, MG, Brazil. **Neotropical Entomology**, v. 35, n. 1, p. 19–29, 2006.

COHEN J. Statistical power analysis for the behavioral sciences, 2nd edn. Hillsdale, NJ: **Lawrence Erlbaum Associates**. 1988.

COOK, S. C.; EUBANKS, M. D.; GOLD, R. E.; BEHMER, S. T. Seasonality directs contrasting food collection behavior and nutrient regulation strategies in ants. **PLoS ONE**, v. 6, n. 9, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0025407>

CORASSA, J. D. N.; FAIXO, J. G.; NETO, V. R. A.; SANTOS, I. B. Biodiversidade da mirmecofauna em diferentes usos do solo no Norte Mato-Grossense. **Comunicata Scientiae**, v. 6, n. 2, p. 154–163, 2015.

COSTA-MILANEZ, C. B.; LOURENÇO-SILVA, G.; CASTRO, P. T. A.; MAJER, J. D.; RIBEIRO, S. P. Are ant assemblages of Brazilian veredas characterised by location or habitat type? **Brazilian Journal of Biology**, v. 74, n. 1, p. 89–99, 2014.

CREPALDI, R. A. .; PORTILHO, I. I. R. .; SILVESTRE, R. .; MERCANTE, F. M. . Ants as bioindicators of soil quality in integrated crop-livestock system [Formigas como bioindicadores da qualidade do solo em sistema integrado lavourapeçuária]. **Ciencia Rural**, v. 44, n. 5, p. 781–787, 2014. Disponível em: <http://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-84899450495&partnerID=40&md5=524e23d4c8b6352e0779d31b3fa207e9>

DALLE LASTE, K. C.; DURIGAN, G.; ANDERSEN, A. N. Biodiversity responses to land-use and restoration in a global biodiversity hotspot: Ant communities in Brazilian Cerrado. **Austral Ecology**, v. 44, n. 2, p. 313–326, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/aec.12676>

DAVIDSON, D. W. The role of resource imbalances in the evolutionary ecology of tropical arboreal ants. **Biological Journal of the Linnean Society**, v. 61, n. 2, p. 153–181, 1997. Disponível em: <https://doi.org/10.1006/bijl.1996.0128>

DE CHAZAL, J.; ROUNSEVELL, M. D. A. Land-use and climate change within assessments of biodiversity change: A review. **Global Environmental Change**, v. 19, n. 2, p. 306–315, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2008.09.007>

DIAS, N. DA S.; ZANETTI, R.; SANTOS, M. S.; PEÑAFLORES, M. F. G. V.; BROGLIO, S. M. F.; DELABIE, J. H. C.; SCHARF, I. The impact of coffee and pasture agriculture on predatory and omnivorous leaf-litter ants. **Journal of Insect Science**, v. 13, n. 1, 2013.

DIAS, N. S.; ZANETTI, R.; SANTOS, M. S.; LOUZADA, J.; DELABIE, J. Interação de fragmentos florestais com agroecossistemas adjacentes de café e pastagem: respostas das comunidades de formigas (Hymenoptera, Formicidae). **Iheringia. Série Zoologia**, v. 98, n. 1, p. 136–142, 2008.

DIEHL, E.; SANHUDO, C. E. D.; DIEHL-FLEIG, E. Ground-dwelling ant fauna of sites with high levels of copper. **Brazilian Journal of Biology**, v. 64, n. 1, p. 33–39, 2004.

FERNANDES, W. D.; LANGE, D.; SOARES, S. D. A. Communities of ants (Hymenoptera: Formicidae) in fragmented environments. **Sociobiology**, v. 55, n. 1 B, p. 255–271, 2010.

FOLGARAIT, P. J. Ant biodiversity and its relationship to ecosystem functioning: A review. **Biodiversity and Conservation**, v. 7, n. 9, p. 1221–1244, 1998. Disponível em: <https://doi.org/10.1023/A:1008891901953>

FORMIGAS DO BRASIL. Disponível em: <https://formigasdobrasil.com/>. Acesso em 15 abr. 2021.

FRÖHLICH, F. R. D. S.; STROHSCHOEN, A. A. G.; REMPEL, C.; FERLA, N. J. DIVERSIDADE DE FORMIGAS (FORMICIDAE) EM ÁREAS DE EUCALIPTO E VEGETAÇÃO NATIVA NO MUNICÍPIO DE CAPITÃO, RIO GRANDE DO SUL. **Revista Caderno Pedagógico**, v. 8, n. 2, 2011.

GARRETT, R. D.; KOH, I.; LAMBIN, E. F.; LE POLAIN DE WAROUX, Y.; KASTENS, J. H.; BROWN, J. C. Intensification in agriculture-forest frontiers: Land use responses to development and conservation policies in Brazil. **Global Environmental Change**, v. 53, n. September, p. 233–243, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2018.09.011>

GONÇALVES, J. L. de M. *et al.* Integrating genetic and silvicultural strategies to Minimize abiotic and biotic constraints in Brazilian eucalypt plantations. **Forest Ecology and Management**, v. 301, p. 6–27, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.12.030>

GOMES, D. S.; ALMEIDA, F. S.; VARGAS, A. B.; QUEIROZ, J. M. Resposta da assembleia de formigas na interface solo-serapilheira a um gradiente de alteração ambiental. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 103, n. 2, p. 104–109, 2013.

GOMES, J. B. V.; BARRETO, A. C.; MICHEREFF FILHO, M.; VIDAL, W. C. L.; COSTA, J. L. DA S.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. DE; CURI, N. Relações entre atributos do solo e atividade de formigas em restingas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 1, p. 67–78, 2010.

GRECCHI, R. C.; GWYN, Q. H. J.; BÉNIÉ, G. B.; FORMAGGIO, A. R.; FAHL, F. C. Land use and land cover changes in the Brazilian Cerrado: A multidisciplinary approach to assess the impacts of agricultural expansion. **Applied Geography**, v. 55, p. 300–312, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2014.09.014>

GREEN, E. J.; MCRAE, L.; FREEMAN, R.; HARFOOT, M. B. J.; HILL, S. L. L.; BALDWIN-CANTELLO, W.; SIMONSON, W. D. Below the canopy: Global trends in forest vertebrate populations and their drivers: Drivers and trends of forest vertebrates. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 287, n. 1928, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1098/rspb.2020.0533>

GRIFFITHS, H. M.; ASHTON, L. A.; WALKER, A. E.; HASAN, F.; EVANS, T. A.;

EGGLETON, P.; PARR, C. L. Ants are the major agents of resource removal from tropical rainforests. **Journal of Animal Ecology**, v. 87, n. 1, p. 293–300, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12728>

GUSMÃO, L. G.; LOECK, A. Distribuição geográfica de formigas cortadeiras do gênero *Acromyrmex* (Hymenoptera: Formicidae) na Zona Sul do estado do Rio Grande do Sul, Brasil. **Current Agricultural Science and Technology**, v. 5, n. 1, 1999.

HABECK, C. W.; SCHULTZ, A. K. Community-level impacts of white-tailed deer on understory plants in North American forests: a meta-analysis. **AoB Plants**, v. 7, p. plv119, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1093/aobpla/plv119>

HECKENBERGER, M. J.; RUSSELL, J. C.; TONEY, J. R.; SCHMIDT, M. J. The legacy of cultural landscapes in the Brazilian Amazon: Implications for biodiversity. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 362, n. 1478, p. 197–208, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1098/rstb.2006.1979>

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

ÍNDICE FIRJAN DESENVOLVIMENTO MUNICIPAL. Acesso em: https://www.firjan.com.br/data/files/67/A0/18/D6/CF834610C4FC8246F8A809C2/IFDM_2018.pdf. Acessado em 10 jan. 2021. 2018.

INDÚSTRIA BRASILEIRA DE ÁRVORES. Acesso em: <https://iba.org/datafiles/publicacoes/relatorios/iba-relatorioanual2019.pdf>. Acessado em 10 jan. 2021. 2019.

KERSCH-BECKER, M. F.; BUSS, S. R.; FONSECA, C. R. Conservation of an Ant-plant Mutualism in Native Forests and Ecologically-managed Tree Monocultures. **Biotropica**, v. 45, n. 4, p. 520–527, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/btp.12023>

KRÜGER, L. R.; LOECK, A. E.; GRÜTZMACHER, D. D. INFLUÊNCIA DO CULTIVO DE *Eucaliptus* SOBRE A COMUNIDADE DE FORMIGAS CORTADEIRAS NAS REGIÕES SUL E CAMPANHA DO ESTADO DO RIO GRANDE DO SUL, BRASIL. **Current Agricultural Science and Technology**, v. 16, n. 1–4, 2010.

LACH, L.; PARR, C.; ABBOTT, K. (Ed.). **Ant ecology**. Oxford university press, 2010.

LEAL, I. R.; FERREIRA, S. DE O.; FREITAS, A. V. L. Diversidade de formigas de solo em um gradiente sucessional de Mata Atlântica, ES, Brasil. **Biotemas**, v. 6, n. 2, p. 42–53, 1993.

LONGINO, J. T.; NADKARNI, N. M. A comparison of ground and canopy leaf litter ants (Hymenoptera: Formicidae) in a neotropical montane forest. **Psyche**, 97(1-2), 81-93. 1990.

LUTINSKI, J. A.; GUARDA, C.; LUTINSKI, C. J.; BUSATO, M. A.; GARCIA, F. R. M. Fauna of ants in permanent preservation areas of hydroelectric power plants. **Ciencia Florestal**, v. 28, n. 4, p. 1741–1754, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.5902/1980509835334>

LUTINSKI, J. A.; LUTINSKI, C. J.; GUARDA, C.; BUSATO, M. A.; GARCIA, F. R. M.

Richness and structure of ant assemblages (Hymenoptera: Formicidae) in Atlantic forest in southern Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 89, n. 4, p. 2719–2729, 2017.

LUTINSKI, J. A.; LUTINSKI, C. J.; IOP, S.; MELLO GARCIA, F. R. Evaluation of an ant sampling protocol (Hymenoptera: Formicidae) in three modified environments located inside an austral Atlantic Forest area of Brazil. **Ecología austral**, v. 23, n. 01, p. 37–43, 2013.

MAJER, J. D. Ant recolonization of rehabilitated bauxite mines at Trombetas, Pará, Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, p. 257–273, 1996.

MAJER, J. D.; DELABIE, J. H. C. Impact of tree isolation on arboreal and ground ant communities in cleared pasture in the Atlantic rain forest region of Bahia, Brazil. **Insectes sociaux**, v. 46, n. 3, p. 281–290, 1999.

MAJER, J. D.; DELABIE, J. H. C.; MCKENZIE, N. L. Ant litter fauna of forest, forest edges and adjacent grassland in the Atlantic rain forest region of Bahia, Brazil. **Insectes Sociaux**, v. 44, n. 3, p. 255–266, 1997.

MAPBIOMAS. Estatísticas. Acesso em: <https://mapbiomas.org/estatisticas>. Acessado em 10 jan. 2021.

MARINHO, C. G. S.; ZANETTI, R.; DELABIE, J. H. C.; SCHLINDWEIN, M. N.; RAMOS, L. DE S. Diversidade de formigas (Hymenoptera: Formicidae) da serapilheira em eucaliptais (Myrtaceae) e área de cerrado de Minas Gerais. **Neotropical Entomology**, v. 31, n. 2, p. 187–195, 2002.

MARSH, C. J.; FEITOSA, R. M.; LOUZADA, J.; EWERS, R. M. Is β -diversity of Amazonian ant and dung beetles communities elevated at rainforest edges? **Journal of Biogeography**, v. 45, n. 8, p. 1966–1979, 2018.

MARTELLO, F.; BELLO, F. DE; CASTRO MORINI, M. S. DE; SILVA, R. R.; SOUZA-CAMPANA, D. R. DE; RIBEIRO, M. C.; CARMONA, C. P. Homogenization and impoverishment of taxonomic and functional diversity of ants in Eucalyptus plantations. **Scientific reports**, v. 8, n. 1, p. 1–11, 2018.

MARTINS, M. F. DE O.; THOMAZINI, M. J.; BARETTA, D.; BROWN, G. G.; ROSA, M. G. DA; ZAGATTO, M. R. G.; SANTOS, A.; NADOLNY, H. S.; CARDOSO, G. B. X.; NIVA, C. C. Accessing the subterranean ant fauna (Hymenoptera: Formicidae) in native and modified subtropical landscapes in the Neotropics. **Biota Neotropica**, v. 20, 2019.

MATHIEU, J.; ROSSI, J.; MORA, P.; LAVELLE, P.; MARTINS, P. F. DA S.; ROULAND, C.; GRIMALDI, M. Recovery of soil macrofauna communities after forest clearance in Eastern Amazonia, Brazil. **Conservation Biology**, v. 19, n. 5, p. 1598–1605, 2005.

MATRICARDI, E. A. T.; SKOLE, D. L.; PEDLOWSKI, M. A.; CHOMENTOWSKI, W. Assessment of forest disturbances by selective logging and forest fires in the Brazilian Amazon using Landsat data. **International Journal of Remote Sensing**, v. 34, n. 4, p. 1057–1086, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/01431161.2012.717182>

MENEZES, A. S. O. DE; SCHMIDT, F. A. Mechanisms of species coexistence and functional

diversity of ant assemblages in forest and pasture habitats in southwestern Brazilian Amazon. **Sociobiology**, v. 67, n. 1, p. 33–40, 2020.

MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO. Número de Pós-Graduandos cresce no Brasil. Acesso em: [http://portal.mec.gov.br/conselho-nacional-de-educacao/180-estudantes-108009469/pos-graduacao-500454045/2583-sp-2021081601#:~:text=O%20Brasil%20tem%20122.295%20estudantes,Superior%20\(Capes%20FMEC%20\)](http://portal.mec.gov.br/conselho-nacional-de-educacao/180-estudantes-108009469/pos-graduacao-500454045/2583-sp-2021081601#:~:text=O%20Brasil%20tem%20122.295%20estudantes,Superior%20(Capes%20FMEC%20)). Acessado em 10 jan. 2021.

MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO. Projeto CNE/UNESCO 914BRZ1136.3. Acesso em: http://portal.mec.gov.br/index.php?option=com_docman&view=download&alias=13944-produto-1-senso-educ-superior-pdf&Itemid=30192. Acessado em 10 jan. 2021.

MIRANDA, P. N.; BACCARO, F. B.; MORATO, E. F.; OLIVEIRA, M. A.; DELABIE, J. H. C. Limited effects of low-intensity forest management on ant assemblages in southwestern Amazonian forests. **Biodiversity and Conservation**, v. 26, n. 10, p. 2435–2451, 2017.

MIRANDA, P. N.; MORATO, E. F.; OLIVEIRA, M. A.; DELABIE, J. H. C. A riqueza e composição de formigas como indicadores dos efeitos do manejo florestal de baixo impacto em floresta tropical no estado do Acre. **Revista Árvore**, v. 37, n. 1, p. 163–173, 2013.

MOHER, D.; LIBERATI, A.; TETZLAFF, J.; ALTMAN, D. G. Preferred reporting items for systematic reviews and meta-analyses: the PRISMA statement. **Journal of clinical epidemiology**, v. 62, n. 10, p. 1006–1012, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclinepi.2009.06.005>

MORINI, M. S. Diversity of epigeal ants (Hymenoptera: Formicidae) in urban areas of Alto Tietê. **Sociobiology**, v. 59, n. 3, p. 703–717, 2014.

MUNHAE, C. de B.; SOUZA-CAMPANA, D. R. de; KAMURA, C. M.; CASTRO MORINI, M. S. de. Ant communities (Hymenoptera: Formicidae) in urban centers of the Alto Tietê, São Paulo, Brazil. **Arquivos do Instituto Biológico**, v. 82, n. 0, p. 1–5, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/1808-1657000092013>

MUNIQUE, L. B.; CALIXTO, E. S. Spatial and temporal variation of plant fragment removal by two species of *Atta* leaf-cutting ants. **Journal of insect behavior**, v. 31, n. 3, p. 255–263, 2018.

MUSCARDI, D. C.; ALMEIDA, S. S. P.; SCHOEREDER, J. H.; MARQUES, T.; SARCINELLI, T. S.; CORRÊA, A. S. Response of litter ants (Hymenoptera: Formicidae) to habitat heterogeneity and local resource availability in native and exotic forests. **Sociobiology**, v. 52, n. 3, p. 655–665, 2008.

NEVES, F. S.; F BRAGA, R.; S ARAÚJO, L.; I CAMPOS, R.; FAGUNDES, M. Differential effects of land use on ant and herbivore insect communities associated with *Caryocar brasiliense* (Caryocaraceae). **Revista de biologia tropical**, v. 60, n. 3, p. 1065–1073, 2012.

NEWBOLD, T. *et al.* Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. **Nature**, v. 520, n. 7545, p. 45–50, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/nature14324>

NOGUEIRA, L. R.; PEREIRA, M. G.; SILVA, C. F. DA; GAIA-GOMES, J. H.;

ASSUNÇÃO, S. A.; SILVA, E. M. R. DA. Epigeal Fauna and Soil Chemical Attributes in Grazing and Regeneration Areas. **Floresta e Ambiente**, v. 24, 2017.

OLIVEIRA, A. B. D. S.; SCHMIDT, F. A. Ant assemblages of Brazil nut trees *Bertholletia excelsa* in forest and pasture habitats in the Southwestern Brazilian Amazon. **Biodiversity and Conservation**, v. 28, n. 2, p. 329–344, 2019.

OLIVEIRA, M. A. DE; LUCIA, T. DELLA; ARAÚJO, M. DA S.; CRUZ, A. P. DA. A fauna de formigas em povoamentos de eucalipto e mata nativa no Estado do Amapá. **Acta Amazonica**, v. 25, n. 1–2, p. 117–126, 1995.

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

OLIVEIRA, R. F.; SILVA, R. R.; SOUZA-CAMPANA, D. R.; NAKANO, M. A.; MORINI, M. S. C. Worker morphology of the ant *Gnamptogenys striatula* Mayr (Formicidae, Ectatomminae) in different landscapes from the Atlantic Forest domain. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 59, n. 1, p. 21–27, 2015.

PACHECO, R.; CAMACHO, G. P.; FRIZZO, T. L. M.; VASCONCELOS, H. L. Effects of land-use changes on ecosystem services: decrease in ant predation in human-dominated landscapes in central Brazil. **Entomologia Experimentalis et Applicata**, v. 162, n. 3, p. 302–308, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/eea.12542>

PACHECO, R.; SILVA, R. R.; MORINI, M. S. D. C.; BRANDÃO, C. R. F. A comparison of the leaf-litter ant fauna in a secondary atlantic forest with an adjacent pine plantation in southeastern Brazil. **Neotropical Entomology**, v. 38, n. 1, p. 55–65, 2009.

PACHECO, R.; VASCONCELOS, H. L.; GROG, S.; CAMACHO, G. P.; FRIZZO, T. L. M. The importance of remnants of natural vegetation for maintaining ant diversity in Brazilian agricultural landscapes. **Biodiversity and Conservation**, v. 22, n. 4, p. 983–997, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0463-y>

PACHECO, R.; VASCONCELOS, H. L. Invertebrate conservation in urban areas: Ants in the Brazilian Cerrado. **Landscape and Urban Planning**, v. 81, n. 3, p. 193–199, 2007.

PACHECO, R.; VASCONCELOS, H. L. Subterranean Pitfall traps: Is it worth including them in your ant sampling protocol? **Psyche (London)**, v. 2012, p. 20–23, 2012.

PEIXOTO, T. S.; LURDES PRAXEDES, C. DE; BACCARO, F. B.; BARBOSA, R. I.; JÚNIOR, M. M. Composição e riqueza de formigas (Hymenoptera: Formicidae) em savana e ambientes associados de Roraima. **Revista Agro@ mbiente On-line**, v. 4, n. 1, p. 1–10, 2010.

PEREIRA, R. H. M.; GONÇALVES, C.N.; ARAÚJO, P. H. F. DE; CARVALHO, G. D.; NASCIMENTO, I.; ARRUDA, R. A. DE. geobr: na R package to easily Access shapefiles of the Brazilian Institute of Geography and Statistics. **GitHub repository** – [HTTPS://github.com/ipeaGIT/geobr](https://github.com/ipeaGIT/geobr), 2019

PHILPOTT, S. M.; PERFECTO, I.; VANDERMEER, J. Behavioral diversity of predatory arboreal ants in coffee agroecosystems. **Environmental Entomology**, v. 37, n. 1, p. 181–191, 2008. Disponível em: [https://doi.org/10.1603/0046-225X\(2008\)37\[181:BDOPAA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1603/0046-225X(2008)37[181:BDOPAA]2.0.CO;2)

PINZON TRIANA, S.; ROUSSEAU, G. X.; MUÑOZ GUTIÉRREZ, J. A.; ROCHA DA PIEDADE, A.; BRAUN, H. ¿Refleja Formicidae el impacto de la degradación de los bosques ribereños en la Amazonía Oriental? **Revista de Biología Tropical**, v. 67, n. 4, p. 850–860, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.15517/rbt.v67i4.34680>

QUEIROZ, A. C. M.; RABELLO, A. M.; BRAGA, D. L.; SANTIAGO, G. S.; ZURLO, L. F.; PHILPOTT, S. M.; RIBAS, C. R. Cerrado vegetation types determine how land use impacts ant biodiversity. **Biodiversity and Conservation**, v. 29, n. 6, p. 2017–2034, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1379-8>

QUEIROZ, A. C. M.; RABELLO, A. M.; LASMAR, C. J.; CUISSI, R. G.; CANEDO-JÚNIOR, E. O.; SCHMIDT, F. A.; RIBAS, C. R. Diaspore Removal by Ants Does Not Reflect the Same Patterns of Ant Assemblages in Mining and Rehabilitation Areas. **Neotropical Entomology**, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s13744-021-00861-7>

RABELLO, A. M.; PARR, C. L.; QUEIROZ, A. C. M.; BRAGA, D. L.; SANTIAGO, G. S.; RIBAS, C. R. Habitat attribute similarities reduce impacts of land-use conversion on seed removal. **Biotropica**, v. 50, n. 1, p. 39–49, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/btp.12506>

RABELLO, A. M.; QUEIROZ, A. C. M.; LASMAR, C. J.; CUISSI, R. G.; CANEDO-JÚNIOR, E. O.; SCHMIDT, F. A.; RIBAS, C. R. When is the best period to sample ants in tropical areas impacted by Mining and in rehabilitation process? **Insectes Sociaux**, v. 62, n. 2, p. 227–236, 2015.

RAMOS, A. S. DE J. C., DE LEMOS, R. N. S., DO VALE, A. M. S., BATISTA, M. C., MOREIRA, A. A., HARADA, A. Y., & MESQUITA, M. L. R. Ant diversity in agro ecosystems and secondary forest. *African Journal of Agricultural Research*, v. 10, n. 49, p. 4449–4454, 2015.

R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. **R Foundation for Statistical Computing**, Vienna, Austria. 2020.

RAMOS A. S. DE J. C.; RAIMUNDA, N. S. DE L.; ALIRYA, M. S. DO V.; MICHELA, C. B.; ALDENISE, A. M.; ANA, Y. H.; M AACUTE RIO, L. R. M. Ant diversity in agro ecosystems and secondary forest. **African Journal of Agricultural Research**, v. 10, n. 49, p. 4449–4454, 2015.

RAMOS, L. DE S.; ZANETTI-BONETTI FILHO, R.; DELABIE, J. H. C.; LACAU, S.; MARIA DE FÁTIMA, S.; NASCIMENTO, I. C. DO; MARINHO, C. G. S. Comunidades de formigas (Hymenoptera: Formicidae) de serapilheira em áreas de cerrado “stricto sensu” em Minas Gerais. **Lundiana: International Journal of Biodiversity**, v. 4, n. 2, p. 95–102, 2003.

RESENDE, J. J.; M SANTOS, G. M. DE; NASCIMENTO, I. C. DO; DELABIE, J. H. C.; SILVA, E. M. DA. Communities of Ants (Hymenoptera—Formicidae) in Different Atlantic

Rain Forest Phytophysionomies. **Sociobiology**, v. 58, n. 3, p. 779, 2011.

RESENDE, J. J.; PEIXOTO, P. E. C.; SILVA, E. N.; DELABIE, J. H. C.; SANTOS, G. M. M. Arboreal ant assemblages respond differently to food source and vegetation physiognomies: A study in the Brazilian Atlantic rain forest. **Sociobiology**, v. 60, n. 2, p. 174–182, 2013.

REZENDE, C. L.; SCARANO, F. R.; ASSAD, E. D.; JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; STRASSBURG, B. B. N.; TABARELLI, M.; FONSECA, G. A.; MITTERMEIER, R. A. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 4, p. 208–214, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.10.002>

RIBAS, C. R.; CAMPOS, R. B. F.; SCHMIDT, F. A.; SOLAR, R. R. C. Ants as indicators in Brazil: A review with suggestions to improve the use of ants in environmental monitoring programs. **Psyche (London)**, v. 2012, 2012a. Disponível em: <https://doi.org/10.1155/2012/636749>

RIBAS, C. R.; SOLAR, R. R. C.; CAMPOS, R. B. F.; SCHMIDT, F. A.; VALENTIM, C. L.; SCHOEREDER, J. H. Can ants be used as indicators of environmental impacts caused by arsenic? **Journal of Insect Conservation**, v. 16, n. 3, p. 413–421, 2012b. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10841-011-9427-2>

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>

RICHARDS, P.; VANWEY, L. Where Deforestation Leads to Urbanization: How Resource Extraction Is Leading to Urban Growth in the Brazilian Amazon. **Annals of the Association of American Geographers**, v. 105, n. 4, p. 806–823, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/00045608.2015.1052337>

RIZZOTTO, A. M.; ROANI, A. H.; GUARDA, C.; GIOVENARDI, R.; LUTINSKI, J. A. Ant fauna in permanent preservation areas and in forest plantations in the northwestern region of Rio Grande do sul State. **Ciencia Florestal**, v. 29, n. 3, p. 1227–1240, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.5902/1980509836279>

ROCHA, P. L. B. DA; VIANA, B. F.; CARDOSO, M. Z.; MELO, A. M. C. DE; COSTA, M. G. C.; VASCONCELOS, R. N. DE; DANTAS, T. B. What is the value of eucalyptus monocultures for the biodiversity of the Atlantic forest? A multitaxa study in southern Bahia, Brazil. **Journal of Forestry Research**, v. 24, n. 2, p. 263–272, 2013.

ROCHA, W. DE O.; DORVAL, A.; PERES FILHO, O.; VAEZ, C. DOS A.; RIBEIRO, E. S. Formigas (Hymenoptera: Formicidae) Bioindicadoras de Degradação Ambiental em Poxoréu, Mato Grosso, Brasil. **Floresta e Ambiente**, v. 22, n. 1, p. 88–98, 2015.

ROHATGI, A. WebPlotDigitizer. **Version: 4.4.**, Pacifica, California, USA. <https://automeris.io/WebPlotDigitizer>. 2020

ROSADO, J.; GONÇALVES, M.; FEITOSA, R.; DRÖSE, W.; KRÜGER, R.; E SILVA, E. E.;

LOECK, A. Epigeic ants (Hymenoptera: Formicidae) in vineyards and grassland areas in the Campanha region, state of Rio Grande do Sul, Brazil. **Check List**, v. 8, p. 1184, 2012.

ROSADO, J. L. O.; GONÇALVES, M. G. DE; DRÖSE, W.; E SILVA, E. J. E.; KRÜGER, R. F.; LOECK, A. E. Effect of climatic variables and vine crops on the epigeic ant fauna (Hymenoptera: Formicidae) in the Campanha region, state of Rio Grande do Sul, Brazil. **Journal of insect conservation**, v. 17, n. 6, p. 1113–1123, 2013.

ROUSSEAU, G. X.; SANTOS SILVA, P. R. DOS; CARVALHO, C. J. R. DE. Earthworms, ants and other arthropods as soil health indicators in traditional and no-fire agro-ecosystems from Eastern Brazilian Amazonia. **Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)**, n. 2, p. 117–134, 2010.

SAAD, L. P.; SOUZA-CAMPANA, D. R.; BUENO, O. C.; MORINI, M. S. C. Vinasse and its influence on ant (Hymenoptera: Formicidae) communities in sugarcane crops. **Journal of Insect Science**, v. 17, n. 1, 2017.

SÁNCHEZ-BAYO, F.; WYCKHUYS, K. A. G. Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. **Biological Conservation**, v. 232, n. January, p. 8–27, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.01.020>

SANT'ANA, M. V.; TRINDADE, R. B. R.; SANTOS LOPES, C. C. DOS; FACCENDA, O.; FERNANDES, W. D. Atividade de Forrageamento de Formigas (Hymenoptera: Formicidae) em Áreas de Mata e Campo de Gramíneas no Pantanal sul-mato-grossense. **EntomoBrasilis**, v. 1, n. 2, p. 29–32, 2008.

SANTOS-SILVA, L.; VICENTE, R. E.; FEITOSA, R. M. Ant species (Hymenoptera, Formicidae) of forest fragments and urban areas in a Meridional Amazonian landscape. **Check List**, v. 12, n. 3, p. 1885, 2016.

SANTOS, L. A. O.; BISCHOFF, A.; FERNANDES, O. A. The effect of forest fragments on abundance, diversity and species composition of predatory ants in sugarcane fields. **Basic and Applied Ecology**, v. 33, p. 58–65, 2018.

SANTOS, M. P. C. J.; CARRANO-MOREIRA, A. F.; TORRES, J. B. Diversidade de formigas epigeicas (Hymenoptera: Formicidae) em floresta ombrófila densa e em cultivo de cana-de-açúcar, no município de Igarassu, PE. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 7, n. 4, p. 648–656, 2012.

SCHMIDT, F. A.; DIEHL, E. What is the effect of soil use on ant communities? **Neotropical Entomology**, v. 37, n. 4, p. 381–388, 2008.

SCHMIDT, F. A.; RIBAS, C. R.; SCHOEREDER, J. H. How predictable is the response of ant assemblages to natural forest recovery? Implications for their use as bioindicators. **Ecological Indicators**, v. 24, p. 158–166, 2013.

SCHMIDT, F. A.; SOLAR, R. R. C. Hypogaeic Pitfall traps: Methodological advances and remarks to improve the sampling of a hidden ant fauna. **Insectes Sociaux**, v. 57, n. 3, p. 261–266, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00040-010-0078-1>

SEGAT, J. C.; VASCONCELLOS, R. L. F.; SILVA, D. P.; BARETTA, D.; CARDOSO, E. J. B. N. Ants as indicators of soil quality in an on-going recovery of riparian forests. **Forest Ecology and Management**, v. 404, p. 338–343, 2017.

JUNIOR, C. H. L. S *et al.* Northeast Brazil's imperiled Cerrado. **Science**, v. 372, n. 6538, p. 139.2-140, 2021 a. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.abg0556>

JUNIOR, C. H. L. S.; PESSÔA, A. C. M.; CARVALHO, N. S.; REIS, J. B. C.; ANDERSON, L. O.; ARAGÃO, L. E. O. C. The Brazilian Amazon deforestation rate in 2020 is the greatest of the decade. **Nature Ecology and Evolution**, v. 5, n. 2, p. 144–145, 2021 b. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41559-020-01368-x>

SILVA, N. S.; SAAD, L. P.; SOUZA-CAMPANA, D. R.; BUENO, O. C.; MORINI, M. S. C. Comparison between ground ant (Hymenoptera: Formicidae) communities foraging in the straw mulch of sugarcane crops and in the leaf litter of neighboring forests. **Journal of economic entomology**, v. 110, n. 1, p. 111–117, 2017.

SILVA, R. R.; BRANDÃO, C. R. F. Morphological patterns and community organization in leaf-litter ant assemblages. **Ecological Monographs**, v. 80, n. 1, p. 107–124, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1890/08-1298.1>

SOBRINHO, T. G.; SCHOEREDER, J. H.; SPERBER, C. F.; MADUREIRA, M. S. Does fragmentation alter species composition in ant communities (Hymenoptera: Formicidae)? **Sociobiology**, v. 42, n. 2, p. 329–342, 2003.

SOLAR, R. R. de C.; BARLOW, J.; ANDERSEN, A. N.; SCHOEREDER, J. H.; BERENGUER, E.; FERREIRA, J. N.; GARDNER, T. A. Biodiversity consequences of land-use change and forest disturbance in the Amazon: A multi-scale assessment using ant communities. **Biological Conservation**, v. 197, p. 98–107, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.03.005>

SOLAR, R. R. *et al.* How pervasive is biotic homogenization in human-modified tropical forest landscapes? **Ecology Letters**, v. 18, n. 10, p. 1108–1118, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/ele.12494>

SOUZA, D. R.; FERNANDES, T. T.; NASCIMENTO, J. R. D. O.; SUGUITURU, S. S.; MORINI, M. S. D. C. Characterization of ant communities (hymenoptera: Formicidae) in twigs in the leaf litter of the Atlantic rainforest and eucalyptus trees in the southeast region of Brazil. **Psyche (London)**, v. 2012, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1155/2012/532768>

SOUZA, M. T. de; SILVA, M. D. da; CARVALHO, R. de. Integrative review: what is it? How to do it? **Einstein (São Paulo)**, v. 8, n. 1, p. 102–106, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/s1679-45082010rw1134>

SOARES, S. D. M.; MARINHO, C. G. S.; LÚCIA, T. M. C. DELLA. Riqueza de espécies de formigas edáficas em plantação de eucalipto e em mata secundária nativa. **Revista brasileira de Zoologia**, v. 15, n. 4, p. 889–898, 1998.

SOARES, S. DE A.; ANTONIALLI-JUNIOR, W. F.; LIMA-JUNIOR, S. E. Diversidade de formigas epigéicas (Hymenoptera, Formicidae) em dois ambientes no Centro-Oeste do Brasil.

Revista Brasileira de Entomologia, v. 54, n. 1, p. 76–81, 2010.

SOUSA-SOUTO, L.; FIGUEIREDO, P.; AMBROGI, B.; OLIVEIRA, A.; RIBEIRO, G. T.; NEVES, F. Composition and richness of arboreal ants in fragments of Brazilian Caatinga: effects of secondary succession. **Sociobiology**, v. 63, n. 2, p. 762–769, 2016.

SOUZA-CAMPANA, D. R. DE; SILVA, R. R.; FERNANDES, T. T.; SILVA, O. G. DE M.; SAAD, L. P.; MORINI, M. S. DE C. Twigs in the leaf litter as ant habitats in different vegetation habitats in southeastern Brazil. **Tropical conservation science**, v. 10, p. 1940082917710617, 2017.

SOUZA, D. R. DE; FERNANDES, T. T.; NASCIMENTO, J. R.; SUGUITURU, S. S.; MORINI, M. Characterization of ant communities (Hymenoptera: Formicidae) in twigs in the leaf litter of the Atlantic rainforest and eucalyptus trees in the southeast region of Brazil. **Psyche**, v. 2012, 2012.

SOUZA, M. T. DE; SILVA, M. D. DA; CARVALHO, R. DE. Integrative review: what is it? How to do it? **Einstein (São Paulo)**, v. 8, n. 1, p. 102–106, 2010.

SUGUITURU, S. S.; SILVA, R. R.; SOUZA, D. R. DE; MUNHAË, C. DE B.; MORINI, M. S. DE C. Ant community richness and composition across a gradient from Eucalyptus plantations to secondary Atlantic Forest. **Biota Neotropica**, v. 11, n. 1, p. 369–376, 2011.

TAVARES, A. A.; BISPO, P. C.; ZANZINI, A. C. Efeito do turno de coleta sobre comunidades de formigas epigéicas (Hymenoptera: Formicidae) em áreas de Eucalyptus cloeziana e de Cerrado. **Neotropical entomology**, v. 37, n. 2, p. 126–130, 2008.

TRIANA, S. P.; ROUSSEAU, G. X.; GUTIÉRREZ, J. A. M.; PIEDADE, A. R. DA; BRAUN, H. ¿ Refleja Formicidae el impacto de la degradación de los bosques ribereños en la Amazonía Oriental? **Revista de Biología Tropical**, v. 67, n. 4, p. 850–860, 2019.

UEHARA-PRADO, M. Effects of land use on ant species composition and diaspore removal in exotic grasslands in the Brazilian Pantanal (Hymenoptera: Formicidae). **Sociobiology**, 2005.

VASCONCELOS, H. L. Effects of forest disturbance on the structure of ground-foraging ant communities in central Amazonia. **Biodiversity & Conservation**, v. 8, n. 3, p. 407–418, 1999.

VASCONCELOS, H. L.; CHERRETT, J. M. Changes in leaf-cutting ant populations (Formicidae: Attini) after the clearing of mature forest in Brazilian Amazonia. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 30, n. 2, p. 107–113, 1995.

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

VIANA-SILVA, F. E. C.; JACOBI, C. M. Myrmecofauna of ironstone outcrops: composition and diversity. **Neotropical entomology**, v. 41, n. 4, p. 263–271, 2012.

VIECHTBAUER, W. Conducting meta-analyses in R with the metafor. **Journal of Statistical Software**, v. 36, n. 3, p. 1–48, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.18637/jss.v036.i03>

WICKHAM, H.. ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis. **Springer-Verlag**. New York. 2016.

WILLIAMS, P. H.; HUMPHRIES, C. J.; VANE-WRIGHT, R. I. Measuring biodiversity: taxonomic relatedness for conservation priorities. **Australian Systematic Botany**, v. 4, n. 4, p. 665–679, 1991. Disponível em: <https://doi.org/10.1071/SB9910665>

WILSON, E. O.; HÖLLDOBLER, B. The rise of the ants: A phylogenetic and ecological explanation. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 102, n. 21, p. 7411–7414, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1073/pnas.0502264102>

ZALLES, V. *et al.* Near doubling of Brazil's intensive row crop area since 2000. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 116, n. 2, p. 428–435, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1073/pnas.1810301115>

ARTIGO 2

EFEITOS DA CONVERSÃO DA FLORESTA AMAZÔNICA PARA ROÇADO E PASTO SOBRE A DIVERSIDADE DE FORMIGAS E FUNÇÃO DE PREDÇÃO DE INSETOS

Artigo redigido conforme MANUAL DE NORMALIZAÇÃO E ESTRUTURA DE TRABALHOS ACADÊMICOS: TCCS, MONOGRAFIAS, DISSERTAÇÕES E TESES da Universidade Federal de Lavras, 3ª edição revista, atualizada e ampliada.

Icaro Wilker¹, Chaim J. Lasmar¹, Daniely Almeida², Lucas Lima³, Dhâmila Bruna², Ariana Alves², Marília M. S. Costa¹, Fernando A. Schmidt⁴, Carla R. Ribas¹

¹Laboratório de Ecologia de Formigas, Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, Departamento de Ecologia e Conservação, Instituto de Ciências Naturais, Universidade Federal de Lavras – UFLA, Campus Universitário, 37200-900, Lavras, Minas Gerais, Brasil.

²Laboratório de Ecologia de Formigas, Universidade Federal do Acre, Rio Branco, AC, Brasil.

³Graduação em Engenharia Florestal, Universidade Federal do Acre, Rio Branco, AC, Brasil.

⁴Universidade Federal do Acre, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais, Caixa Postal 500, Rio Branco, AC 69920-900, Brasil

RESUMO

Em sociedades tradicionais de florestas tropicais, a produção de alimento muitas vezes se faz por meio da agricultura itinerante (roçados), porém esses sistemas estão sendo ameaçados pelo avanço da pecuária e agricultura mecanizada. Além disso, esse tipo de agricultura utiliza poucos agrotóxicos, necessitando do controle de pragas por meios naturais. Diante disso, nosso objetivo foi avaliar o efeito do natural na conversão de floresta Amazônica para roçado e pastagem na diversidade α e β , grupos funcionais e predação de insetos por formigas. Para isso, nós coletamos em 20 áreas da Reserva Extrativista Chico Mendes (Acre), ao longo do ramal que liga Assis Brasil ao Rio Iaco (oito florestas, cinco roçados e sete pastagens). Em cada área traçamos um transecto de 100 m, com cinco pontos amostrais espaçados a cada 20 m. Em cada ponto amostral amostramos a assembleia de formigas por meio de armadilhas de queda do tipo *pitfall*, nos estratos epigéicos e hipogéicos. Para avaliar a função de predação, nós utilizamos larvas de besouro tenébrio (*Tenebrio sp.*). Nós encontramos que a conversão de floresta para roçado e pastagem diminui a diversidade α e β de formigas epigéicas, além de ocasionar a perda de grupos funcionais. As formigas hipogéicas não sofreram efeito significativo. Vimos também que essa conversão aumenta a predação de insetos para os usos do solo roçado e pastagem em relação ao hábitat natural. Esse aumento na predação de insetos é devido à grande atividade de *Ectatomma brunneum*, uma indicadora ambiental para roçados e pastagens. Aqui, nós encontramos importantes resultados sobre os efeitos da conversão da floresta Amazônica para dois usos do solo, evidenciando que o uso mais intensivo (pastagem) os efeitos negativos para a assembleia de formigas são maiores que em relação ao uso menos intensivo (roçado). Além disso, o aumento no número de predação dos usos do solo pode ser benéfico visto da perspectiva de controle biológico de pragas nestes ambientes. Entretanto, tal relação ainda precisa ser melhor avaliada, pois a grande presença e atividade predatória de *E. brunneum* nestes ambientes pode ser um dos mecanismos que ajuda a diminuir a diversidade α e β , por meio de interações antagonísticas e dominância, além de ter papel negativo para os usos, predando não somente as pragas, mas também outros animais que podem ser benéficos aos usos, como predadores especializados, polinizadores e detritívoros.

Palavras-chave: Riqueza de espécies. Diversidade β . Função ecossistêmica. Controle biológico. Conversão no uso do solo.

ABSTRACT

In traditional tropical forest societies, food production is often done through itinerant agriculture (swiddens), but these systems are being threatened by the advancement of livestock and mechanized agriculture. In addition, this type of agriculture uses few pesticides, requiring pest control by natural enemies. Therefore, our objective was to evaluate the effect of land use change of Amazon rainforest to swidden and pasture in α and β diversity, functional groups and insect predation by ants. For this, we collected in 20 areas (eight forests, five swiddens and seven pastures) of the Chico Mendes Extractive Reserve (Acre), along the road that links Assis Brasil to the Iaco River. In each area, we make a 100 m transect, with five sample points spaced every 20 m. At each sampling point, we sampled the ground-dwelling ants and subterranean ants by means of *pitfall* traps. To assess the predation function, we used larvae of the mealworms (*Tenebrio* sp.). We found that the conversion from forest to swidden and pasture decreases the α and β diversity of ground-dwelling ants, in addition to causing the loss of functional groups. Subterranean ants did not suffer any significant effect. We have also seen that this land use change increases the predation of insects for the swidden and pasture in relation to the natural habitat. This increase in insect predation is due to the great activity of *Ectatomma brunneum*, an environmental indicator for swiddens and pastures, in the areas of land use. Here, we found important results on the effects of the conversion of the Amazon rainforest to two land uses, showing that in the more intensive use (pasture) the negative effects for the ant assembly are greater than in relation to the less intensive use (swidden). In addition, the increase in the number of predation in land use can be beneficial from the perspective of biological pest control in these environments. However, this relationship still needs to be better evaluated, since the large presence and predatory activity of *E. brunneum* in these environments can be one of the mechanisms that helps to decrease α and β diversity, through antagonistic interactions and dominance, in addition to having a role negative for the uses, preying not only on the pests, but also other animals that can be beneficial to the uses, such as specialized predators, pollinators and detritivores.

Key-words: Species richness. β diversity. Ecosystem function. Biological control. Land use change.

1 Introdução

As conversões do uso do solo têm gerado diminuições nos tamanhos populacionais e aumentado a extinção de espécies nos ambientes terrestres (BETTS *et al.*, 2017; GREEN *et al.*, 2020; NEWBOLD *et al.*, 2015), sendo a conversão no uso do solo o principal direcionador da perda de biodiversidade no século, principalmente nas florestas tropicais (PHILLIPS; NEWBOLD; PURVIS, 2017; SALA *et al.*, 2000). Das conversão no uso do solo, a que mais se destaca é a conversão de habitats naturais para áreas de produção de alimentos, como agricultura mecanizada e pecuária (DE CHAZAL; ROUNSEVELL, 2009), e atualmente no Brasil, a floresta Amazônica é a mais afetada pela expansão das pastagens (PARENTE; FERREIRA, 2018). Em resposta a isso, houve um aumento dos estudos avaliando as conversões dos usos do solo para entender estes efeitos, em busca de conservar a biodiversidade e amenizar os impactos antrópicos (*e.g.* GARDNER *et al.*, 2013; NEWBOLD *et al.*, 2015). Os usos do solo podem gerar efeitos positivos, negativos ou neutros na biodiversidade (DE CHAZAL; ROUNSEVELL, 2009), mas geralmente a intensificação da conversão no uso do solo gera efeitos negativos, diminuindo a riqueza e biomassa da maioria dos taxa (BARNES *et al.*, 2017).

Em contrapartida a esta produção mecanizada, se torna cada vez mais importante considerar alternativas como sistemas agroflorestais e agricultura tradicional (MIGUEL, 2004). Dentre esses sistemas, a agricultura itinerante, realizada por pequenos e médios produtores, formam um tipo de agricultura que abriga maior biodiversidade na paisagem em comparação a monoculturas (ARROYO-RODRÍGUEZ *et al.*, 2020; MANDAL; RAMAN, 2016; RERKASEM *et al.*, 2009), pois cria um mosaico de áreas de uso e áreas em sucessão nos ambientes tropicais (MIGUEL, 2004). Em relação à agricultura itinerante, o sistema de roçado, que é uma prática milenar onde ocorre corte e queima de florestas para plantio (roça) e posterior abandono do local para crescimento da floresta (pousio), está sendo ameaçado pela intensificação da agricultura (PADOCH; PINEDO-VASQUEZ, 2010; VAN VLIET *et al.*, 2012).

Muitos estudos vêm utilizando as formigas para entender os efeitos da conversão no uso do solo na biodiversidade (QUEIROZ *et al.*, 2020; ESCOBAR-RAMÍREZ *et al.*, 2020; SOLAR *et al.*, 2016), por ser um grupo com grande diversidade de espécies e que realiza importantes funções ecossistêmicas (LACH; PARR; ABBOTT, 2010; FOLGARAIT, 1998). Dentre essas funções, as formigas são consideradas as maiores removedoras de recursos no ecossistema (GRIFFITHS *et al.*, 2018) e são os organismos que mais predam artrópodes em ambientes tropicais (SEIFERT *et al.*, 2016). No mesmo sentido, as formigas realizam um papel

importante de prevenção e controle de insetos pragas em agricultura (MORRIS *et al.*, 2018; MORRIS; PHILPOTT; ARMBRECHT, 2006; PERFECTO, VANDERMEER, 2015).

Para as formigas, uma grande modificação dos ambientes naturais (como conversão de floresta para pasto) e o manejo intensivo (como agricultura mecanizada) tende a diminuir a α -diversidade (riqueza de espécies de um local) e a β -diversidade (diferença de composição de espécies ou comunidades entre locais), ocasionando a homogeneização das comunidades bióticas (AHUATZIN *et al.*, 2019; SOLAR *et al.*, 2015; QUEIROZ *et al.*, 2020; ESCOBAR-RAMÍREZ *et al.*, 2020; SOLAR *et al.*, 2016). Além disso, a modificação de habitats naturais para áreas de uso ocasiona a perda de grupos funcionais de formigas especialistas e uma maior abundância de grupos funcionais de formigas generalistas (SOLAR *et al.*, 2015; ESCOBAR-RAMÍREZ *et al.*, 2020). Em áreas de agricultura itinerante, como os sistemas de roçado, também há perdas de importantes grupos funcionais de formigas predadoras especialistas (MATSUMOTO *et al.*, 2009). Essa perda de espécies pode levar a uma mudança das funções exercidas pelas formigas, devido a uma relação positiva entre diversidade de formigas e diversidade de funções ecossistêmicas (BIHN; GEBAUER; BRANDL, 2010; mas veja CADOTTE; CARSCADDEN; MIROTCHNICK, 2011).

Em florestas tropicais e sistemas agroflorestais uma maior diversidade de árvores tende a abrigar maior abundância e riqueza (diversidade α) de formigas (ARMBRECHT; GALLEGO, 2007; DE LA MORA; GARCÍA-BALLINAS; PHILPOTT, 2015; ESCOBAR-RAMÍREZ *et al.*, 2020; STAAB *et al.*, 2014) o que gera efeito positivo na função de predação (DE LA MORA; GARCÍA-BALLINAS; PHILPOTT, 2015; PACHECO *et al.*, 2017). Nesse mesmo sentido, esperamos encontrar também um efeito positivo da diversidade β taxonômica para a predação, mas do nosso conhecimento ainda não existem estudos testando tal efeito com formigas. Entretanto, apesar das alterações dos usos do solo causarem perda da diversidade α e β de formigas, a predação de insetos pode não ser alterada com tais mudanças (DE LA MORA; GARCÍA-BALLINAS; PHILPOTT, 2015; PACHECO *et al.*, 2017). Isso ocorre pois mesmo que estes ambientes percam em diversidade taxonômica, há uma maior abundância de alguns grupos de formigas médias e grandes onívoras/predadoras generalistas que são filtrados nesses ambientes (ESCOBAR-RAMÍREZ *et al.*, 2020; PACHECO *et al.*, 2017), que podem ser mais importantes para a função ecológica de predação do que uma maior diversidade em si (PENN; ATHEY; LEE, 2017). Além disso, estes grupos mais generalistas podem ocupar o papel das predadoras especialistas que são negativamente afetadas pela alteração dos ecossistemas (GIBB *et al.*, 2018; ROSENFELD; MALL, 2002).

Para conciliar tanto a preservação de espécies generalistas e especialistas com a produção

de alimentos, algumas estratégias podem ser utilizadas em paisagens florestais modificadas por humanos (ARROYO-RODRÍGUEZ *et al.*, 2020). Dentre essas estratégias (*e.g.* *Land sharing vs Land sparing*; (PHALAN *et al.*, 2011), os sistemas de agricultura itinerante são uma alternativa importante a ser considerada porque promovem tanto a produção de alimentos quanto a conservação da biodiversidade na paisagem (PADOCH; PINEDO-VASQUEZ, 2010; PERFECTO; VANDERMEER, 2010). Além da conversão no uso do solo ser menos intensiva, nesses sistemas há menor utilização de fertilizantes e pesticidas, que juntos são considerados o segundo maior direcionador da perda da entomofauna (FLORES-SANCHEZ *et al.*, 2011). Além disso, a conservação de espécies pode promover funções ecossistêmicas que também beneficiam as comunidades humanas, como o controle biológico de pragas (GRASS *et al.*, 2019). Entretanto, a maior parte dos estudos sobre conversão no uso do solo trata dos seus efeitos na estrutura da comunidade (*e. g.* riqueza, composição), deixando uma lacuna no conhecimento sobre o efeito dos usos do solo nas funções ecossistêmicas (PACHECO *et al.*, 2017). Preencher essa lacuna se torna ainda mais importante na perspectiva socioecológica da agricultura itinerante, visto que a perda de biodiversidade pode afetar serviços ecossistêmicos cruciais para pequenos agricultores, como polinização e controle de pragas (ISAACS *et al.*, 2009).

Diante disso, nosso objetivo é avaliar o efeito da intensidade da conversão no uso do solo em um sistema de agricultura itinerante (conversão de floresta para roçado e pasto) na diversidade de espécies e grupos funcionais de formigas e na função ecológica de predadoras de insetos. Nós buscamos responder às seguintes perguntas: (1) Hipotetizamos que a diversidade α e β é alterada com a intensificação da conversão no uso do solo e predizemos que com o aumento da intensidade da conversão no uso do solo (de floresta para roçado e pasto, respectivamente), haverá uma diminuição da diversidade α e β ; (2) Hipotetizamos que em que áreas de floresta terão mais grupos funcionais, incluindo formigas especialistas, enquanto nas áreas de roçado e pasto haverá predominância de formigas pertencentes aos grupos funcionais de médias e grandes predadoras epigéicas e generalistas; (3) Hipotetizamos que a predação de insetos é afetada pela diversidade α e β de formigas predadoras e que locais com maior diversidade α e β de formigas que realizam predação, haverá maior predação de insetos; (4) Hipotetizamos que a predação de insetos realizada por formigas é alterada com a conversão no uso do solo e predizemos que com o aumento da intensidade da conversão no uso do solo (de floresta para roçado e pasto, respectivamente), haverá também um aumento na predação por formigas, causadas justamente pelos grupos funcionais que esperamos encontrar nesses locais (médias e grandes predadoras epigéicas generalistas).

2 Metodologia

2.1 Área de estudo

Nossas coletas foram realizadas na Reserva Extrativista Chico Mendes (RESEX Chico Mendes, criada pelo Decreto nº 99.144, de 12 de março de 1990), localizada na região sudoeste do estado do Acre. Nós coletamos os dados na região de Assis Brasil, ao longo do ramal que liga esta cidade ao rio Iaco, entre as coordenadas 10°54'42,50" a 10°34'50,90" de latitude Sul e 69°33'55,10" a 69°41'51,60" de longitude Oeste. O clima na região é tropical úmido, com temperatura média anual em torno de 27°C. A precipitação média anual está entre 1.800 a 2.200 mm, com a estação chuvosa entre novembro e abril e a estação seca representada pelos meses de junho, julho e agosto (COSTA, 2000).

A vegetação da RESEX é composta 73% por Floresta Ombrófila Aberta com grande presença de bambu (principalmente *Bambusa sp.*) e o restante de 27% por Floresta Ombrófila Densa. Nas áreas de floresta, os moradores locais realizam as extrações de castanha-do-brasil (*Bertholletia excelsa*), látex de seringueira (*Hevea brasiliensis*) e outros produtos vegetais para comércio, além da caça de animais para consumo próprio (Figura 1A). Além disso, os moradores praticam agricultura itinerante nos sistemas de roçados (Figura 1B), prática que se inicia com o corte e queima da floresta, e onde os cultivos são feitos por pouco tempo (4-5 anos) e abandonados, formando os pousios, onde as florestas sofrem regeneração por sucessão ecológica (PADOCH; PINEDO-VASQUEZ, 2010). Os principais cultivos dos roçados são as chamadas culturas brancas (arroz, milho, feijão e mandioca). Após o pousio, as áreas podem ser destinadas para novo cultivo (ocorrendo novamente o corte e queima), formação de capoeira (floresta secundária) ou pasto para a criação de gado (Figura 1C), a qual está se tornando a principal atividade econômica local (COSTA, 2000; PADOCH; PINEDO-VASQUEZ, 2010; VAN VLIET *et al.*, 2012).

Figura 1 - Usos do solo na Reserva Extrativista Chico Mendes.



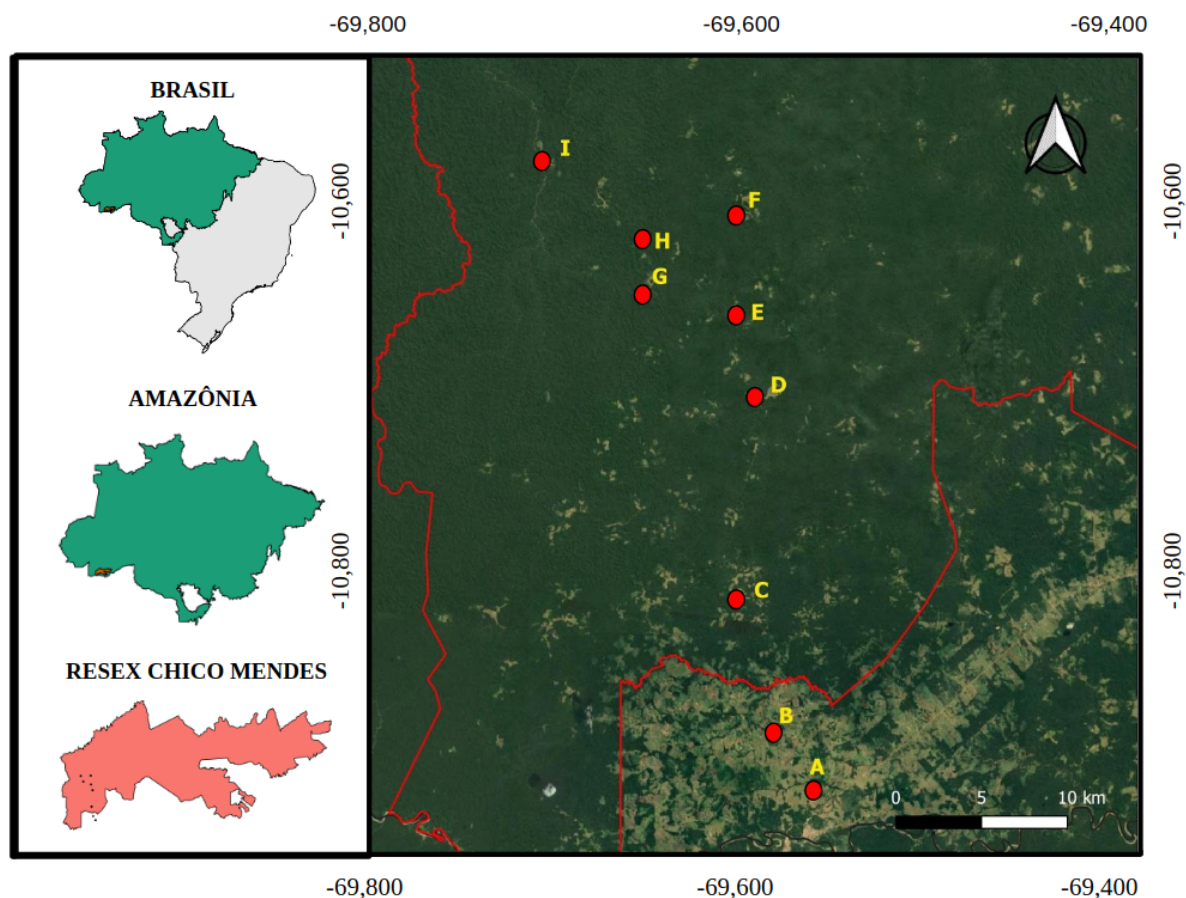
legenda: Usos do solo presentes na Reserva Extrativista Chico Mendes. A: Floresta Ombrófila Aberta; B: Roçado; C: Pasto.

Fonte: Do autor (2021).

2.2 Desenho experimental

Coletamos em agosto de 2019, durante a estação seca. Apesar de grande parte dos estudos com formigas serem realizados nas estações chuvosas ou secas e chuvosas, a chuva limita a atividade de forrageio das formigas, neste caso, a estação seca se torna mais propícia para tais experimentos. Buscamos avaliar o efeito da conversão da floresta amazônica em dois usos do solo: roçado (agricultura itinerante) e pasto (criação de gado de corte). Para isso amostramos, por meio de transectos, oito áreas de floresta ($n = 8$), cinco áreas de roçado ($n = 5$) e sete áreas de pasto ($n = 7$), totalizando 20 áreas amostradas ($n = 20$). Nas áreas de roçado são plantadas diferentes cultivos ao longo dos anos de utilização, sendo assim, nós padronizamos coletar em roçados que tinham no momento da coleta sempre os mesmos cultivos, indicando que o período de e tipo de uso era o mesmo (principais cultivos: arroz, feijão, mamão, pimenta). Fizemos um transecto por área, composto por cinco pontos amostrais distantes 20 m entre si. Cada tratamento (mesma categoria de hábitat) estava separado no mínimo dois quilômetros entre si, buscando independência entre as amostras. Entretanto, na maioria das vezes, mais de um uso do solo diferente foi amostrado na mesma região, devido à distribuição dos usos do solo na RESEX Chico Mendes (Figura 2).

Figura 2 - Mapa das áreas de coleta de formigas.



Mapa identificando as regiões de coleta de formigas na Reserva Extrativista Chico Mendes (Acre - BR), localizada no Bioma Amazônia. Nas regiões C, D, G e H foram amostradas formigas nos três usos do solo (floresta, roçado e pasto). Nas regiões A, B e F foram amostradas formigas nos usos do solo floresta e pasto. Na região E foi amostrado apenas floresta e na região I apenas roçado.

Fonte: Do autor (2021).

2.3 Assembleia de formigas e predação de insetos

Em cada um dos cinco pontos amostrais dos transectos coletamos as formigas utilizando armadilhas de queda do tipo *pitfall*, nos estratos epigéico e hipogéico. As armadilhas consistem em potes plásticos com 12 cm de diâmetro e 11 cm de profundidade. Em cada armadilha nós colocamos 200 ml de água onde dissolvemos detergente e sal. Para a amostragem das formigas epigéicas usamos uma armadilha enterrada no nível do solo (BESTELMEYER, 2000) e para a amostragem das formigas hipogéicas usamos uma armadilha enterrada a 20 cm do nível do solo e com aberturas nas laterais do pote que permitem o acesso de formigas (SCHMIDT; SOLAR, 2010). As armadilhas ficaram em exposição por 48 horas nos pontos de coleta. As formigas coletadas foram armazenadas e conservadas em álcool 98%.

Para avaliarmos a predação de insetos pelas formigas, disponibilizamos duas larvas vivas de besouro tenébrio (*Tenebrio* sp.) em cada um dos cinco pontos amostrais do transecto (Figura 3). Para isso, cada larva foi amarrada com um pedaço de linha presa em um palito de madeira fixado no solo, impedindo que elas saíssem do ponto amostral. As larvas foram expostas no período da manhã (entre 7 h e 11 h). Foram realizadas quatro rodadas de observações, em que cada ponto amostral foi observado durante cinco minutos por rodada. Consideramos como predação o comportamento de ataque das formigas nas larvas, seja por mordida (usando mandíbula) ou picada (usando ferrão). As formigas que realizaram predação foram coletadas ativamente com pinça entomológica e armazenadas em *ependorfs* contendo álcool 98% para conservá-las. Ao longo do experimento, as larvas que morriam eram substituídas por larvas vivas a cada observação. Para evitar a predação das larvas de tenébrio por vertebrados, colocamos gaiolas metálicas sobre o recurso como proteção.

Figura 3 - Predação de larvas de tenébrio por formigas.



Predação de insetos por formigas. Podemos observar as larvas de besouro tenébrio (*Tenebrio* sp.) amarradas em palitos e fixas no ponto amostras. Além disso, formigas da espécie *Ectatomma brunneum* atacando as larvas.

Fonte: Do autor (2021).

2.4 Identificação das espécies e grupos funcionais

Todas as formigas coletadas (*pitfall* e predação) foram transportadas para o Laboratório de Ecologia de Formigas da Universidade Federal do Acre e para o Laboratório de Ecologia de Formigas na Universidade Federal de Lavras, onde foram identificadas até nível de gênero utilizando BACCARO *et al.* (2015). Após isso, foram morfoespeciadas de acordo com suas características morfológicas e transportadas para o Laboratório de Sistemática e Biologia de Formigas da Universidade Federal do Paraná para confirmação das espécies por especialistas.

Nós utilizamos a classificação dos grupos funcionais de acordo com SILVA e BRANDÃO (2014), que separam os grupos funcionais baseado nas características morfológicas das formigas. Os onze grupos funcionais são: grandes predadoras epigéicas (GPE); médias predadoras epigéicas (MPE); médias predadoras hipogéicas (MPH); pequenas predadoras hipogéicas (PPH); predadoras especialistas (PE); predadoras dacetíneas (PD); espécies generalistas (G); pequenas hipogéicas generalistas (PHG); cultivadoras de fungos (CF); formigas de correição (FC) e formigas arborícolas (FA). Todas as morfoespécies identificadas e seus grupos funcionais estão apresentados na Tabela 1 do Apêndice B.

2.5 Análise dos dados

Primeiro, buscamos responder se a diversidade α e β é alterada com a intensificação da conversão no uso do solo. Nós consideramos como diversidade α a riqueza de espécies média por transecto (soma das riquezas dos cinco *pitfalls* dividido por cinco). Calculamos a diversidade β por transecto baseado nas diferenças entre os pontos amostrais do mesmo, utilizando o índice $\beta_{sør}$ (dissimilaridade de Sørensen) O índice de $\beta_{sør}$ é uma medida que varia de assembleias idênticas (0) a assembleias completamente diferentes (1). Dessa forma, cada uma das áreas amostradas (representadas pelo transecto), tinha um valor de diversidade α e um valor de diversidade $\beta_{sør}$, totalizando $n = 20$. Após isso, para avaliar o efeito dos usos do solo na diversidade, utilizamos estes valores de α e $\beta_{sør}$ em dois Modelos Lineares Generalizados Mistos (GLMM). Nos dois modelos, a variável preditora foram os usos do solo (floresta, roçado e pasto), a variável resposta à diversidade α para o primeiro modelo, a diversidade $\beta_{sør}$ para o segundo modelo e a variável aleatória para os dois modelos foi a região. Fizemos isso porque em algumas regiões nós coletamos tanto em floresta quanto pasto e roçado e esses transectos podem não ser independentes uns dos outros devido estarem a menos de 2 km de distância. Dessa forma evitamos o efeito da pseudoreplicação no modelo estatístico (BATES *et al.*, 2015). Utilizamos a família Poisson no modelo de diversidade α

(contagem do número de espécies) e família Quasibinomial para diversidade $\beta_{sør}$ (proporção de diversidade entre 0 e 1). Testamos a superdispersão de todos os modelos com família Poisson, e quando encontramos superdispersão nos modelos, substituímos a família por Binomial Negativa. Testamos a validade dos modelos com família Quasibinomial através da análise de resíduos.

Para avaliar quais são os grupos funcionais e espécies de formigas que estão mais relacionadas com cada uso do solo, nós realizamos uma análise de espécies indicadoras (DUFRENE; LEGENDRE, 1997) com todas as morfoespécies identificadas e seus respectivos grupos funcionais. Consideramos como espécie indicadora as morfoespécies com $IndVal > 0.7$ (70% de indicação para o habitat em questão) e $p < 0,05$ (MCGEOCH; VAN RENSBURG; BOTES, 2002).

Para avaliar se a predação de insetos realizada por formigas é alterada com a conversão no uso do solo e também influenciada pela diversidade α e β de formigas predadoras, nós realizamos um Modelo Linear Generalizado Misto. Consideramos como variáveis preditoras os usos do solo (floresta, roçado e pasto) e as diversidade α (riqueza) e $\beta_{sør}$ de formigas predadoras, a variável resposta foi o número de predação por área e a variável aleatória foi à região. Para chegar neste valor, primeiro nós fizemos a média de predação de cada ponto amostral, considerando as quatro rodadas do experimento de predação (soma das quatro rodadas de cada ponto amostral dividido por quatro). Após isso, realizamos a média dos cinco pontos amostrais de cada transecto (soma das médias de cada ponto amostral dividido por cinco). Consideramos como formigas predadoras apenas as espécies de formigas coletadas nos experimentos de predação de larvas. Para avaliar se os grupos funcionais de médias e grandes predadoras epigéicas generalistas realizam mais predações, também realizamos um GLMM, com a variável preditora sendo as categorias de grupos funcionais que realizaram predação e a variável resposta foi o número de predação de cada grupo funcional por área. Neste caso colocamos duas variáveis aleatórias, a região e o uso do solo, pois queríamos avaliar somente o efeito dos grupos funcionais. Alguns grupos funcionais tiveram poucas ocorrências no experimento de predação, neste caso, nós consideramos nas análises apenas os grupos funcionais que predaram insetos no mínimo em cinco áreas diferentes. Por fim, para os grupos funcionais que obtiveram os maiores valores de predação, nós fizemos um gráfico descritivo com as espécies destes grupos, mostrando a contribuição dessas espécies para as predações.

Todas as análises foram realizadas no *Software R* 4.0.3 (R CORE TEAM, 2020). Utilizamos o pacote *lme4* (BATES et al., 2015) para realizar os GLMM. Para a família

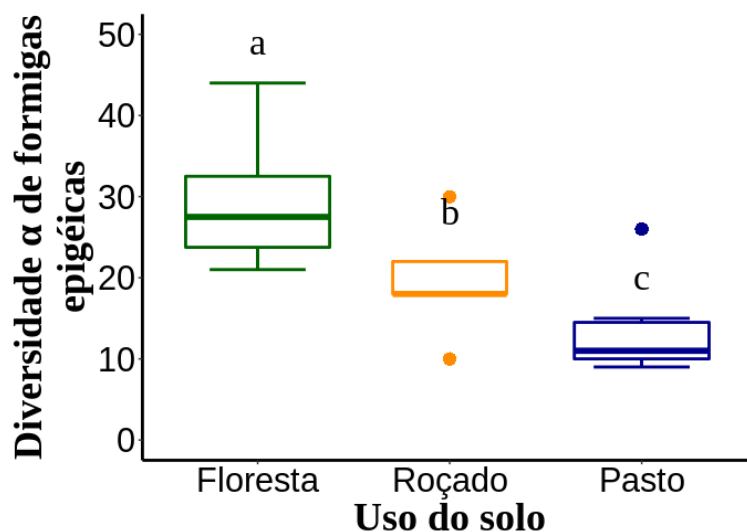
Binomial Negativa utilizamos o pacote *MASS* (VENABLES; RIPLEY, 2002). Fizemos as análises de *Post Hoc* através do pacote *postHoc* (LABOURAU, 2020). Plotamos os gráficos com o pacote *ggplot2* (WICKHAM, 2016). Realizamos a análises de espécies indicadoras (*IndVal*) com os pacotes *stats* (LÜDECKE, 2020) e *indicspecies* (DE CÁCERES; LEGENDRE, 2009).

3 Resultados

Coletamos um total de 263 morfoespécies de formigas com as armadilhas de queda do tipo *pitfall* separadas em oito subfamílias e nove grupos funcionais (Tabela 1 do Apêndice B) e 44 morfoespécies de formigas que realizaram predação de insetos, separadas em seis subfamílias e cinco grupos funcionais (Tabela 2).

A diversidade α de formigas epigéicas diminui com a conversão de floresta para roçado e pasto, respectivamente (g.l. = 2; $\chi^2_2 = 45,688$; $p < 0,0001$; Figura 4.1), e a diversidade $\beta_{s\sigma r}$ de formigas epigéicas diminui com a conversão de floresta para roçado e pasto (g.l. = 17; $F_{3,17} = 11,017$; $p = 0,0008$; Figura 4.2), sugerindo que esses locais são mais homogêneos em termos de composição de morfoespécies em comparação às áreas de florestas. Entretanto, não houve efeito da conversão no uso do solo nas diversidades α (g.l. = 2; $\chi^2_2 = 5,1764$; $p = 0,07$) e $\beta_{s\sigma r}$ (g.l. = 2; $\chi^2_2 = 4,3293$; $p = 0,11$) de formigas hipogéicas.

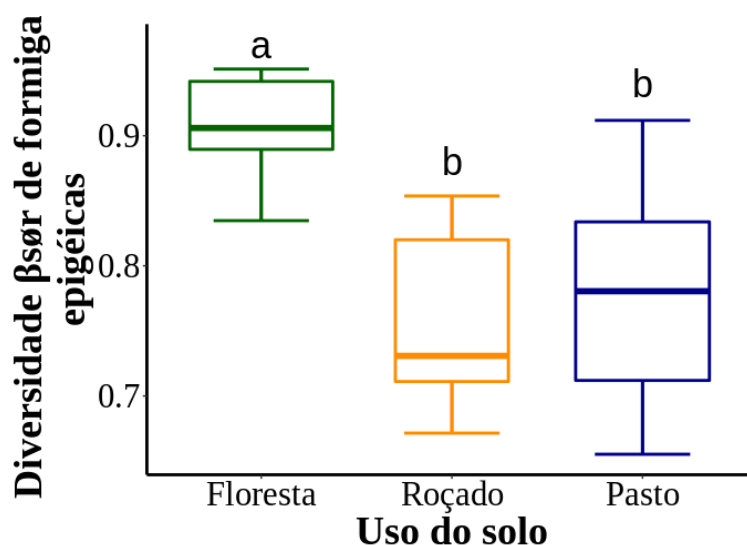
Figura 4.1 - Efeito da conversão do uso do solo na riqueza de formigas.



Legenda: A diversidade de formigas epigéicas é negativamente afetada pela conversão de floresta para roçado e pasto, respectivamente. O eixo x apresenta as três categorias de hábitat (floresta, roçado e pasto) e o eixo y a contagem do número de espécies. A linha central de cada boxplot indica a mediana central dos dados, as caixas indicam o primeiro percentil (mediana dos valores acima da mediana central) e terceiro percentil (mediana dos valores abaixo da mediana central). As linhas verticais de cada boxplot são os *Whiskers* no estilo *Tukey* (1,5 x IQR). Os pontos fora das caixas são *outliers*. As letras sobre as caixas indicam os usos do solo significativamente diferentes ($p < 0,05$).

Fonte: Do autor (2021).

Figura 4.2 - Efeito da conversão do uso do solo na diversidade β de formigas.



Legenda: A diversidade β de formigas epigeicas é negativamente afetada pela conversão de floresta para roçado e pasto, e esses dois usos do solo possuem comunidades mais homogêneas e similares entre si. O eixo x apresenta as três categorias de hábitat (floresta, roçado e pasto) e o eixo y representa a diversidade β (β = dissimilaridade de Sorensen), que varia de 0 (comunidades completamente homogêneas) a 1 (comunidades completamente distintas). A linha central de cada boxplot indica a mediana central dos dados, as caixas indicam o primeiro percentil (mediana dos valores acima da mediana central) e terceiro percentil (mediana dos valores abaixo da mediana central). As linhas verticais de cada boxplot são os *Whiskers* no estilo *Tukey* (1,5 x IQR). As letras sobre as caixas indicam os usos do solo significativamente diferentes ($p < 0,05$)

Fonte: Do autor (2021).

Das 263 morfoespécies identificadas, 20 espécies foram selecionadas como espécies indicadoras de ambiente (Tabela 2 do Apêndice B). Dos nove grupos funcionais identificados, apenas dois foram indicadores ambientais (Tabela 1). Predadoras dacetíneas (PD) e predadoras especialistas (PE) são grupos funcionais encontrados apenas nas áreas de floresta, e são perdidos com a conversão no uso do solo para roçado e pasto. Destas morfoespécies, apenas quatro tiveram alto *IndVal* ($> 0,7$): *Ectatomma brunneum* (Smith, 1858) (GEP) com 74% de indicação para pasto e roçado; *Brachymyrmex sp4* (G) com 73% de indicação para pasto e roçado; *Solenopsis sp5* (PHG) com 73% de indicação para roçado; *Solenopsis invicta* (Buren, 1972) (MPE) com 81% de indicação para pasto.

Tabela 1 - Indicação ambiental de grupos funcionais de formigas.

Grupo funcional	Floresta	Pasto	Roçado	Index	IndVal	Valor de p
PD	1	0	0	1	0,54	0,025 *
FG	1	1	1	3	0,72	NA
G	1	1	1	3	0,98	NA
LEP	1	1	1	3	0,70	NA
MEP	1	1	1	3	0,63	NA
N	1	1	1	3	0,38	NA
SHP	1	0	1	2	0,53	0,160
SHG	1	1	1	3	0,88	NA
PE	1	0	0	1	0,51	0,045 *

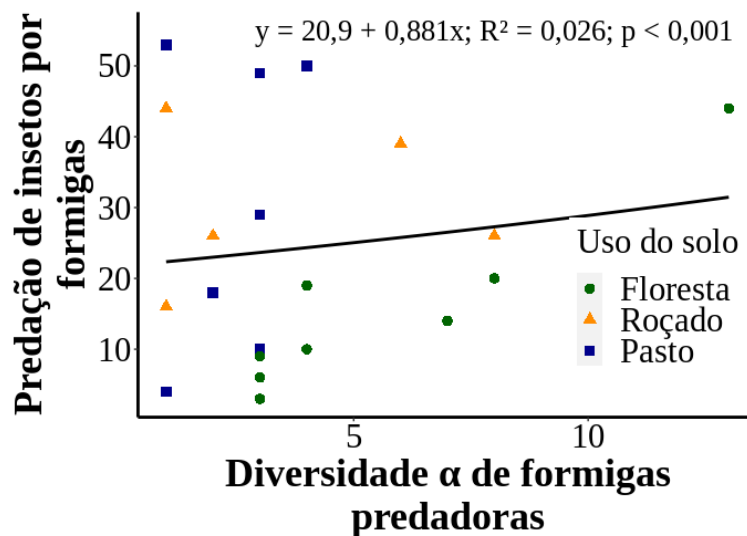
Legenda: Os nove grupos funcionais de formigas identificadas e seus respectivos valores de indicação ambiental. A coluna “Grupo funcional” mostra os nove grupos funcionais identificados: grandes predadoras epigéicas (GPE); médias predadoras epigéicas (MPE); pequenas predadoras hipogéicas (PPH); predadoras especialistas (PE); predadoras dacetíneas (PD); espécies generalistas (G); pequenas hipogéicas generalistas (PHG); cultivadoras de fungos (CF); formigas de correição (FC). As colunas “Floresta”, “Pasto” e “Roçado” indicam se a morfoespécie teve ocorrência (1) ou ausência (0) no determinado uso do solo. A coluna “Index” indica os usos do solo ou combinações de usos do solo ao qual as formigas foram associadas. A coluna “IndVal” mostra os valores de indicação ambiental e a coluna “Valor de p” mostra os valores de p (em negrito estão os valores de p significativos para indicação ambiental e em NA são valores de p que a análise não conseguiu calcular).

Fonte: Do autor (2021).

Encontramos que a predação de insetos é positivamente afetada pela diversidade α de formigas predadoras (g.l. = 1; $F_{1,19} = 15,2611$; $p < 0,001$; Figura 5.1) porém diminui com o aumento da diversidade β de formigas predadoras (g.l. = 1; $F_{1,19} = 24,7083$; $p < 0,001$; Figura 5.2). Encontramos que a predação de insetos é positivamente afetada pela conversão no uso do solo e os usos de roçado e pasto têm maior predação de insetos que as florestas (g.l. = 2; $F_{3,17} = 7,1071$; $p = 0,001$; Figura 6). Nós também vimos que os grupos funcionais de médias e grandes predadoras generalistas possuem alta predação de insetos (g.l. = 2; $F = 32,901$; $p < 0,001$; Figura 7). Por fim, nós encontramos que das 44 morfoespécies de formigas que realizaram predação, somente *Ectatomma brunneum*, uma indicadora de roçado e pasto, foi responsável por 66% do total de predações e 75% das predações nos grupos das médias e grandes predadoras epigéicas, e foi a principal predadora de roçado e pasto (Figura 8). Os valores de média, tamanho amostral e desvio padrão do estudo estão disponíveis na

tabela 3.

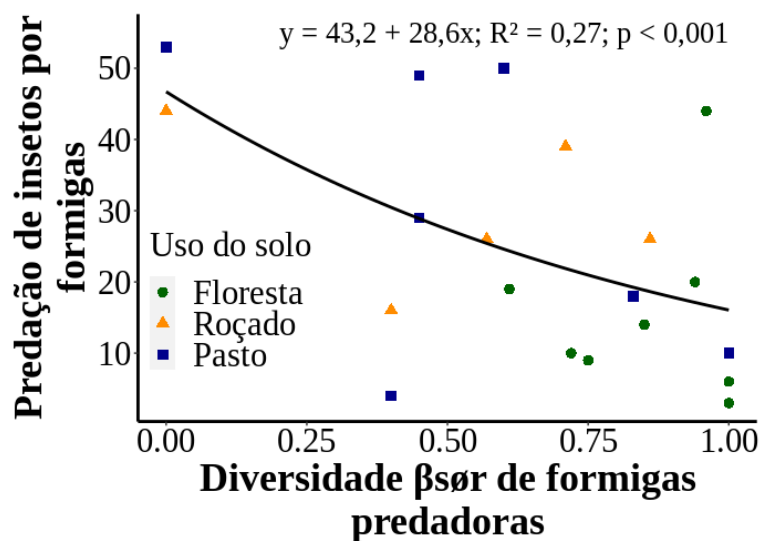
Figura 5.1 - A predação de insetos é afetada pela riqueza de formigas predadoras.



Legenda: A predação de insetos por formigas epigéicas é positivamente afetada pelo aumento da diversidade α de formigas predadoras. O eixo x representa a diversidade α de formigas predadoras (riqueza = contagem do número de espécies coletadas no experimento de predação) e o eixo y representa o número de predações de insetos (contagem do número de predações). Nós utilizamos larvas como isca nos experimentos e considerados como predação o ataque das formigas às larvas, por mordida e/ou picada.

Fonte: Do autor (2021).

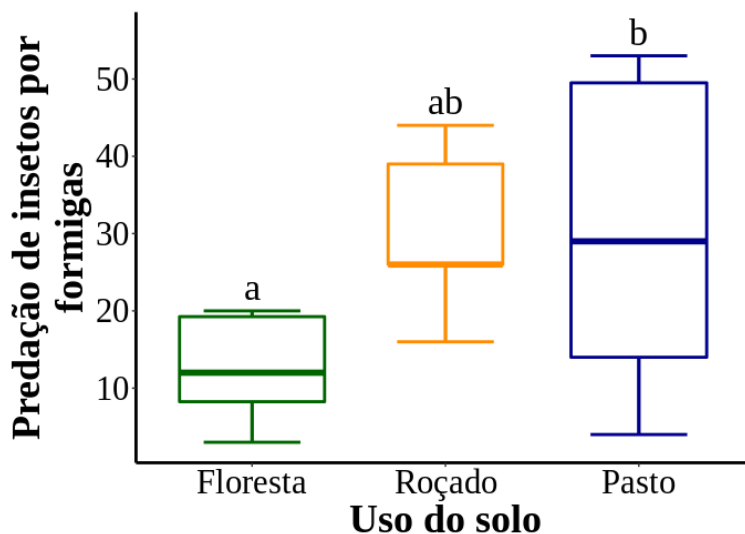
Figura 5.2 - A predação de insetos é afetada pela diversidade β de formigas predadoras.



Legenda: A predação de insetos por formigas epigéicas é negativamente afetada pelo aumento da diversidade β de formigas predadoras. O eixo x representa a diversidade β geral ($\beta_{s\text{ør}}$ = dissimilaridade de Sørensen), que varia de 0 (comunidades completamente homogêneas) a 1 (comunidades completamente distintas). Consideramos aqui apenas a diversidade de formigas predadoras (espécies coletadas no experimento de predação). O eixo y representa o número de predações de insetos (contagem do número de predações). Nós utilizamos larvas como isca nos experimentos e considerados como predação o ataque das formigas às larvas, por mordida e/ou picada.

Fonte: Do autor (2021).

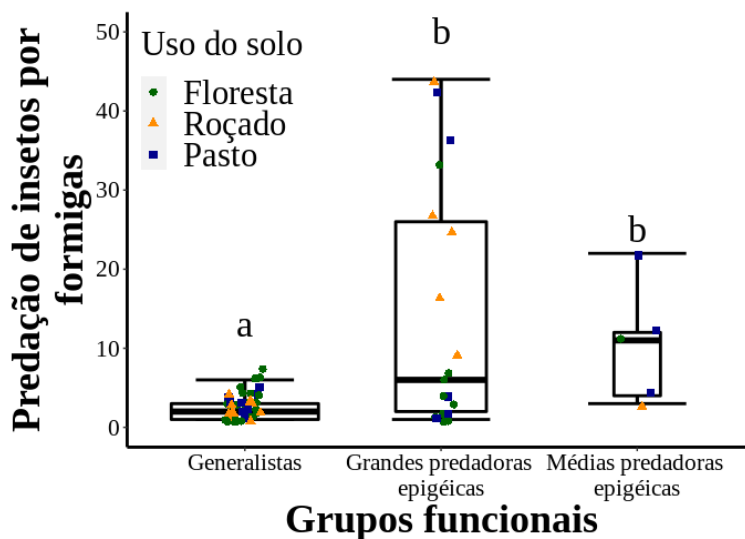
Figura 6 - A conversão dos usos do solo afeta positivamente a predação de insetos.



Legenda: A predação de insetos por formigas epigéicas é afetada positivamente pela conversão de floresta para roçado e pasto, nas florestas tem menos predação, nos pastos tem mais predação e nos roçados tem quantidade de predação intermediária, similar a floresta e pasto. O eixo x apresenta as três categorias do uso do solo (floresta, roçado e pasto) e o eixo y representa a contagem de números de predação. A linha central de cada boxplot indica a mediana central dos dados, as caixas indicam o primeiro percentil (mediana dos valores acima da mediana central) e terceiro percentil (mediana dos valores abaixo da mediana central). As linhas verticais de cada boxplot são os *Whiskers* no estilo *Tukey* ($1.5 \times \text{IQR}$). As letras sobre as caixas indicam os usos do solo significativamente diferentes ($p < 0,05$).

Fonte: Do autor (2021).

Figura 7 - Grupos funcionais de formigas que predaram insetos nos usos do solo.



Legenda: Os grupos funcionais das grandes e médias formigas predadoras epigéicas realizam maior predação de insetos em comparação com as formigas generalistas. Os grupos de predadoras especialistas e predadoras hipogéicas generalistas não foram considerados na análise por terem apenas uma e duas ocorrências nos experimentos, respectivamente. Os círculos verdes indicam ambiente de Floresta, os triângulos azuis ambiente de Pasto e quadrados laranjas ambiente de Roçado. O eixo x apresenta as três categorias do uso do solo (floresta, roçado e pasto) e o eixo y representa a contagem de números de predações. A linha central de cada boxplot indica a mediana central dos dados, as caixas indicam o primeiro percentil (mediana dos valores acima da mediana central) e terceiro percentil (mediana dos valores abaixo da mediana central). As linhas verticais de cada boxplot são os *Whiskers* no estilo *Tukey* ($1.5 \times \text{IQR}$). As letras sobre as caixas indicam os usos do solo significativamente diferentes ($p < 0,05$).

Fonte: Do autor (2021).

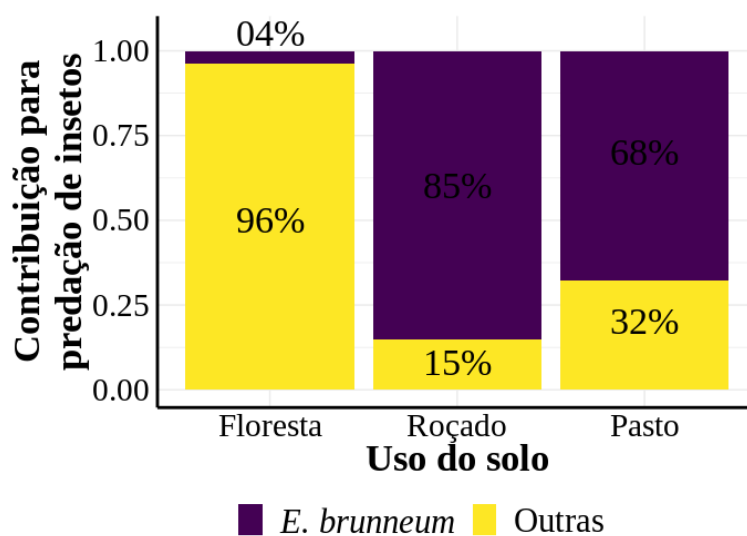
Tabela 2 - Espécies de formigas que realizaram predação de insetos.

Taxa	Grupo funcional	Ambiente	Número de eventos de predação	Porcentagem de predação (%)
Dolichoderinae (2)				
<i>Dorymyrmex brunneus</i> (Forel, 1908)	G	-	8	1,22
<i>Dorymyrmex sp2</i>	G	-	3	0,46
Ectatomminae (3)				
<i>Ectatomma brunneum</i> (Smith, 1858)	GPE	Pasto + Roçado	436	66,36
<i>Ectatomma edentatum</i> (Roger, 1863)	GPE	-	6	0,91
<i>Gnamptogenys striatula</i> (Mayr, 1884)	PE	-	4	0,61
Formicinae (3)				
<i>Brachymyrmex sp4</i>	G	Pasto + Roçado	4	0,61
<i>Brachymyrmex cavernicola</i> (Wheeler, 1938)	G	Floresta	5	0,76
<i>Camponotus sp31</i>	G	-	1	0,15
Myrmicinae (31)				
<i>Crematogaster sp2</i>	G	-	6	0,91
<i>Crematogaster sp4</i>	G	-	12	1,83
<i>Crematogaster sp8</i>	G	-	1	0,15
<i>Crematogaster sp13</i>	G	-	3	0,46
<i>Megalomyrmex (balzani)</i> Emery, 1894)	MPE	-	11	1,67
<i>Pheidole sp1</i>	G	-	3	0,46
<i>Pheidole sp3</i>	G	-	1	0,15
<i>Pheidole sp4</i>	G	-	1	0,15
<i>Pheidole sp6</i>	G	-	4	0,61
<i>Pheidole sp9</i>	G	-	6	0,91
<i>Pheidole sp14</i>	G	-	1	0,15
<i>Pheidole sp16</i>	G	-	1	0,15
<i>Pheidole sp27</i>	G	Pasto + Roçado	20	3,04
<i>Pheidole sp30</i>	G	-	4	0,61
<i>Pheidole sp35</i>	G	-	15	2,28
<i>Pheidole sp42</i>	G	-	2	0,30
<i>Pheidole sp47</i>	G	-	1	0,15
<i>Pheidole sp58</i>	G	-	7	1,07

<i>Pheidole sp64</i>	G	-	2	0,30
<i>Pheidole sp73</i>	G	-	6	0,91
<i>Pheidole sp74</i>	G	-	1	0,15
<i>Pheidole sp75</i>	G	-	5	0,76
<i>Pheidole sp76</i>	G	-	1	0,15
<i>Pheidole sp77</i>	G	-	2	0,30
<i>Pheidole sp78</i>	G	-	2	0,30
<i>Pheidole sp79</i>	G	-	3	0,46
<i>Pheidole sp80</i>	G	-	3	0,46
<i>Pheidole sp81</i>	G	-	1	0,15
<i>Solenopsis sp1</i>	PHG	Floresta	1	0,15
<i>Solenopsis sp5</i>	PHG	Roçado	2	0,30
<i>Solenopsis invicta</i> Buren, 1972	MPE	Pasto	12	1,83
Ponerinae (4)				
<i>Neoponera verena</i> (Forel, 1922)	GPE	-	33	5,02
<i>Neoponera apicalis</i> (Latreille, 1802)	GPE	-	8	1,22
<i>Odontomachus sp3</i>	GPE	-	4	0,61
<i>Pachycondyla</i> <i>crassinoda</i> (Latreille, 1802)	GPE	-	2	0,30
Pseudomyrmicinae (1)				
<i>Pseudomyrmex</i> <i>termitarius</i> (Smith, 1855)	MPE	-	3	0,46
Total			657	100

Legenda: Quantidade de predações de insetos de cada morfoespécie. A coluna “Taxa” indica as 44 morfoespécies de formigas que realizaram predação, separadas em seis subfamílias. A coluna “Grupo funcional” mostra os cinco grupos funcionais ao qual as morfoespécies de formigas que realizaram predação são classificadas: grandes predadoras epigéicas (GPE); médias predadoras epigéicas (MPE); predadoras especialistas (PE); espécies generalistas (G); pequenas hipogéicas generalistas (PHG). A coluna “Ambiente” evidencia se a morfoespécie que realizou predação é classificada como uma indicadora ambiental ou não. As colunas “Número de eventos de predação” e “Porcentagem de predação (%)” indicam a contagem do número de predações por espécie e a porcentagem deste número de predação para o total (657 eventos de predação), respectivamente.

Fonte: Do autor (2021).

Figura 8 - Contribuição de *Ectatomma brunneum* para predação de insetos.

Legenda: Contribuição da *Ectatomma brunneum* para predação de insetos nos usos do solo. O eixo x indica os usos do solo e o eixo y indica a proporção de contribuição (contribuição = predação de *E. brunneum* / predação total). A parte cinza escuro indica a contribuição de *E. brunneum* e a cinza claro a contribuição de todas as outras espécies por uso do solo.

Fonte: Do autor (2021).

Tabela 3 - Valores de Média, Desvio Padrão e Tamanho Amostral da diversidade de formigas e predação de insetos.

Uso do solo	Parâmetro	Microhabitat	Média	Tamanho amostral	Desvio padrão
Floresta	diversidade α	epigéico	29,37	8	7,87
Floresta	diversidade β	epigéico	0,9	8	0,03
Floresta	predação	epigéico	15,62	8	12,9
Floresta	diversidade α	hipogéico	7,62	8	3,24
Floresta	diversidade β	hipogéico	0,91	8	0,07
Roçado	diversidade α	epigéico	19,6	5	7,26
Roçado	diversidade β	epigéico	0,75	5	0,07
Roçado	predação	epigéico	30,42	5	20,45
Roçado	diversidade α	hipogéico	6,2	5	1,3
Roçado	diversidade β	hipogéico	0,88	5	0,09
Pasto	diversidade α	epigéico	13,57	7	5,91
Pasto	diversidade β	epigéico	0,77	7	0,08
Pasto	predação	epigéico	30,2	7	11,23
Pasto	diversidade α	hipogéico	4,71	7	2,28
Pasto	diversidade β	hipogéico	0,81	7	0,22

Legenda: Dados do tamanho amostral, média e desvio padrão de todas as coletas do estudo.

Fonte: Do autor (2021).

4 Discussão

Em nosso trabalho, avaliamos o impacto da conversão da floresta Amazônica para roçado e pastagem sobre a diversidade de formigas e função ecossistêmica de predação. Nós encontramos que a conversão da floresta diminui a diversidade α e β de formigas epigéicas, tornando as comunidades de pastagem e roçado mais homogêneas e similares entre si. A conversão de floresta ocasiona a perda de dois grupos funcionais de formigas (predadoras dacetíneas e predadoras especialistas). Em relação à função ecossistêmica de predação, os usos do solo de roçado e pastagem possuem maior predação de insetos por formigas em relação às florestas, predação esta causada principalmente por formigas dos grupos funcionais das grandes e médias predadoras epigéicas, e mais especificamente pela grande atividade predatória de *Ectatomma brunneum* nas áreas de uso antrópico. Dessa forma, concluímos que a conversão de florestas na Amazônia para roçados e pastagens, causa perda na riqueza de espécies e de grupos funcionais, diminui a heterogeneidade entre as comunidades e aumenta a predação de insetos.

No nosso estudo, encontramos que quanto maior a intensidade da conversão no uso do solo (de floresta para roçado e pastagem, respectivamente), maior a perda de espécies de formigas epigéicas. Já em relação a diversidade β , a conversão de floresta tem o mesmo impacto para os dois usos, em ambos os casos a diversidade diminui, deixando as comunidades de formigas mais homogêneas. Habitats mais heterogêneos e complexos, como a floresta Amazônica, tendem a abrigar uma maior diversidade de espécies (TEWS *et al.*, 2004), e a conversão para usos do solo que transforma esses habitats em locais mais homogêneos tendem a causar a perda de espécies (PACHECO; VASCONCELOS, 2012) Esta diminuição na diversidade β pode ser causada por uma limitação de recursos e alteração nas condições locais, deixando-as mais severas, além de interações bióticas entre as espécies (SCHMIDT *et al.*, 2017). Seguindo a hipótese de filtro ambiental, as mudanças locais causadas pelos usos do solo promovem um filtro selecionando as espécies capazes de estabelecer e sobreviver nessas áreas (BISHOP *et al.*, 2015; SCHMIDT *et al.*, 2017). Para as formigas hipogéicas, não houve efeito da alteração dos usos do solo nas diversidades α e β , um padrão encontrado também em outros estudos, indicando que os recursos e condições do estrato subterrâneo pode ser pouco afetado com as mudanças para estes usos do solo e não gerando efeitos na comunidade de formigas (QUEIROZ *et al.*, 2020; SCHMIDT; RIBAS; SCHOEREDER, 2013) Nesse sentido, a conversão de florestas na Amazônia para roçados e pastagens, causa perda na riqueza de espécies e de diversidade β entre as formigas epigéicas, apesar de não afetar as formigas hipogéicas.

A conversão da floresta para habitats antrópicos ocasionou a perda de dois grupos funcionais, predadoras dacetíneas (*e.g. Strumigenys*) e predadoras especialistas (*e.g. Gnamptogenys*). Estes grupos são formados por espécies que vivem e forrageiam na serapilheira e troncos podres, especializadas em forragear e nidificar neste tipo de hábitat e são sensíveis às alterações ambientais (BACCARO *et al.*, 2013, 2015; BOLTON, 1999). Com a conversão das florestas para os usos do solo de roçado e pasto as características ambientais locais são alteradas, afetando os recursos e condições que eram dos habitats naturais locais, ocasionando em filtro ambiental para os grupos funcionais (BISHOP *et al.*, 2015; SCHMIDT *et al.*, 2017) e estas alterações podem ser responsáveis pela perda das formigas dacetíneas e predadoras especialistas. Dessa forma, como também ocorre para a riqueza e diversidade β de formigas epigéicas, as alterações dos usos do solo também são prejudiciais a grupos funcionais de formigas.

Em contrapartida, quatro morfoespécies (*Ectatomma brunneum*, *Brachymyrmex* sp. 4, *Solenopsis* sp. 5 e *Solenopsis invicta*) foram beneficiadas com a conversão no uso do solo e

foram consideradas indicadoras ambientais para os ambientes abertos de roçado e pasto. Provavelmente isto ocorreu por serem espécies generalistas de habitat ou com preferência por habitats abertos, considerando que as características de roçado e pasto são mais similares a habitats abertos do que a habitats florestais (FONTENELE; SCHMIDT, 2021; VASCONCELOS *et al.*, 2018). *Ectatomma brunneum* é uma formiga que constrói ninhos no chão e apesar da ampla distribuição geográfica (região Neotropical), é notada sua maior presença em habitats abertos e degradados, como campos, pastos e plantações (GOMES *et al.*, 2009). *Solenopsis invicta* (formiga de fogo), é natural da Argentina, mas se espalhou por todo continente americano devido suas tolerâncias as condições físicas severas e associação a habitats modificados por humanos, como plantações, pastagens e ambiente urbano (TSCHINKEL; KING, 2017).

Ectatomma brunneum e *Solenopsis invicta*, além de serem espécies indicadoras ambientais para as áreas de usos do solo, estão incluídas nos dois grupos funcionais que mais realizaram predação neste estudo, as grandes e médias predadoras epigéicas. Como já era esperado, estes grupos funcionais são menos afetados com as alterações dos usos do solo (GIBB *et al.*, 2018) e algumas espécies são até mesmo beneficiadas com estes impactos antrópicos (GOMES *et al.*, 2009; TSCHINKEL; KING, 2017). Essas espécies, e principalmente *E. brunneum*, são mais relacionados aos usos do solo roçado e pasto, o que gerou um aumento no número de predação de insetos nesses locais em relação a floresta, indicando que a identidade das espécies e dos grupos funcionais pode ser um fator mais importante para a função de predação do que a riqueza de espécies e diversidade β . Além disso, a predação é maior em áreas com menor diversidade β de formigas predadoras (roçado e pasto), que é onde há grande presença e maior atividade de *E. brunneum*. A grande presença de *Ectatomma brunneum* nos usos do solo gera uma dominância ecológica e ocasiona numa dificuldade de outras espécies também se estabelecerem nesses locais (CALCATERRA *et al.*, 2008; RIBAS; SCHOEREDER, 2002), excluindo outras possíveis espécies que também poderiam ser selecionadas e intensificando seus papéis como predadoras de insetos. Diante disso, podemos considerar a identidade das espécies e grupos funcionais como um fator mais relevante para a função de predação do que a diversidade taxonômica de formigas.

5 Conclusão

Encontramos resultados importantes sobre os efeitos da conversão no uso do solo na Amazônia para a agricultura itinerante e criação de gado. Vimos que estes usos, no nosso caso, não tiveram efeito na comunidade de formigas subterrâneas. Para as formigas epigéicas,

as pastagens trouxeram efeitos negativos para a diversidade α e β de formigas. A conversão para roçado, apesar do impacto deixar a comunidade mais homogênea diminuindo a diversidade beta, os impactos na riqueza de formigas foi menor que em relação às pastagens, o que pode ser um ponto favorável a manutenção dos roçados da perspectiva da biodiversidade em comparação a usos do solo mais intensivos. Vimos também que a conversão de floresta para ambos os usos do solo aumenta a predação de insetos, que é feita principalmente pelos grupos funcionais das grandes e médias predadoras epigéicas e mais especificamente pela formiga *Ectatomma brunneum*, indicadoras desses usos do solo e presentes em muitos ambientes modificados por humanos. Estas formigas podem fazer um papel importante no controle de pragas naturais nessas áreas de uso, auxiliando os moradores na produção de alimento sem precisar usar inseticidas e evitando perdas por pragas. Entretanto, o fato dessas formigas serem dominantes nesses locais e predadoras generalistas, pode tanto excluir outras espécies de formigas quanto predação também outros animais importantes para estas áreas de uso, como outros predadores e polinizadores. Diante disso, sugerimos novos estudos avaliando a qualidade (e.g. somente “pragas” são predadas ou também organismos como polinizadores e detritívoros?) da predação de insetos feito por essas formigas em áreas de agricultura e pecuária.

REFERÊNCIAS

- AHUATZIN, D. A.; CORRO, E. J.; JAIMES, A. A.; VALENZUELA GONZÁLEZ, J. E.; FEITOSA, R. M.; RIBEIRO, M. C.; ACOSTA, J. C. L.; COATES, R.; DÁTTILO, W. Forest cover drives leaf litter ant diversity in primary rainforest remnants within human-modified tropical landscapes. **Biodiversity and Conservation**, v. 28, n. 5, p. 1091–1107, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01712-z>
- ARMBRECHT, I.; GALLEGO, M. C. Testing ant predation on the coffee berry borer in shaded and sun coffee plantations in Colombia. **Entomologia Experimentalis et Applicata**, v. 124, n. 3, p. 261–267, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1570-7458.2007.00574.x>
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V. *et al.* Designing optimal human-modified landscapes for forest biodiversity conservation. **Ecology Letters**, v. 23, n. 9, p. 1404–1420, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/ele.13535>
- BACCARO, F. B.; FEITOSA, R. M.; FERNANDEZ, F.; FERNANDES, I. O.; IZZO, T. J.; SOUZA, J. L. P.; SOLAR, R. **Guia para os gêneros de formigas do Brasil**. [S. l.: s. n.]. Disponível em: <https://doi.org/10.5281/zenodo.32912>
- BACCARO, F. B.; ROCHA, I. F.; DEL AGUILA, B. E. G.; SCHIETTI, J.; EMILIO, T.; PINTO, J. L. P. da V.; LIMA, A. P.; MAGNUSSON, W. E. Changes in ground-dwelling ant functional diversity are correlated with water-table level in an amazonian terra firme forest. **Biotropica**, v. 45, n. 6, p. 755–763, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/btp.12055>
- BARNES, A. D. *et al.* Direct and cascading impacts of tropical land-use change on multi-trophic biodiversity. **Nature Ecology and Evolution**, v. 1, n. 10, p. 1511–1519, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0275-7>
- BASELGA, A. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. **Global Ecology and Biogeography**, v. 19, n. 1, p. 134–143, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00490.x>
- BATES, D.; MÄCHLER, M.; BOLKER, B. M.; WALKER, S. C. Fitting linear mixed-effects models using lme4. **Journal of Statistical Software**, v. 67, n. 1, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>
- BESTELMEYER, B. T. *et al.* Field techniques for the study of ground-dwelling ants: an overview, description, and evaluation. **Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity**, p. 122-144, 2000.
- BETTS, M. G.; WOLF, C.; RIPPLE, W. J.; PHALAN, B.; MILLERS, K. A.; DUARTE, A.; BUTCHART, S. H. M.; LEVI, T. Global forest loss disproportionately erodes biodiversity in intact landscapes. **Nature**, v. 547, n. 7664, p. 441–444, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/nature23285>
- BIHN, J. H.; GEBAUER, G.; BRANDL, R. Loss of functional diversity of ant assemblages in secondary tropical forests Published by : Ecological Society of America content in a trusted digital archive . We use information technology and tools to increase productivity and

facilitate new forms Los. **Ecology**, v. 91, n. 3, p. 782–792, 2010.

BISHOP, T. R.; ROBERTSON, M. P.; VAN RENSBURG, B. J.; PARR, C. L. Contrasting species and functional beta diversity in montane ant assemblages. **Journal of Biogeography**, v. 42, n. 9, p. 1776–1786, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/jbi.12537>

BOLTON, B. Ant genera of the tribe Dacetoniini (Hymenoptera Formicidae). **J. Nat. Hist.** 33: 1639–1689. 1999

CADOTTE, M. W.; CARSCADDEN, K.; MIROTCHNICK, N. Beyond species: Functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. **Journal of Applied Ecology**, v. 48, n. 5, p. 1079–1087, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02048>.

CALCATERRA, L. A.; LIVORE, J. P.; DELGADO, A.; BRIANO, J. A. Ecological dominance of the red imported fire ant, *Solenopsis invicta*, in its native range. **Oecologia**, v. 156, n. 2, p. 411–421, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00442-008-0997-y>

COSTA, S. de S. M. da. Caracterização Ambiental Da Reserva Extrativista Chico Mendes (Acre-Brasil): Subsídios Ao Plano De Manejo. p. 81, 2000.

DE CÁCERES, M.; LEGENDRE, P. Associations between species and groups of sites: Indices and statistical inference. **Ecology**, v. 90, n. 12, p. 3566–3574, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1890/08-1823.1>

DE CHAZAL, J.; ROUNSEVELL, M. D. A. Land-use and climate change within assessments of biodiversity change: A review. **Global Environmental Change**, v. 19, n. 2, p. 306–315, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2008.09.007>

DE LA MORA, A.; GARCÍA-BALLINAS, J. A.; PHILPOTT, S. M. Local, landscape, and diversity drivers of predation services provided by ants in a coffee landscape in Chiapas, Mexico. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 201, p. 83–91, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.11.006>

DUFRENE, M.; LEGENDRE, P. DufreneLegendre1997_species assemblages and indicator species_the need for flexible asymmetrical approach.PDF. **Ecological Monographs**, v. 67, n. 3, p. 345–366, 1997.

ESCOBAR-RAMÍREZ, S.; TSCHARNTKE, T.; ARMBRECHT, I.; TORRES, W.; GRASS, I. Decrease in β -diversity, but not in α -diversity, of ants in intensively managed coffee plantations. **Insect Conservation and Diversity**, v. 13, n. 5, p. 445–455, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/icad.12417>

FLORES-SANCHEZ, D.; KLEINE KOERKAMP-RABELISTA, J.; NAVARRO-GARZA, H.; LANTINGA, E. A.; GROOT, J. C. J.; KROPFF, M. J.; ROSSING, W. A. H. Agroecology: the science of natural resource management for poor farmers in marginal environments. **Nutrient cycling in agroecosystems**, v. 91, n. 2, p. 1–24, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.3923/pjn.2006.387.397>

FOLGARAIT, P. J. Ant biodiversity and its relationship to ecosystem functioning: A review.

Biodiversity and Conservation, v. 7, n. 9, p. 1221–1244, 1998. Disponível em: <https://doi.org/10.1023/A:1008891901953>

FONTENELE, L. K.; SCHMIDT, F. A. Forest-pasture shifting alters the assemblages of seed-removing ants in southwestern Brazilian Amazon. **Journal of Insect Conservation**, v. 25, n. 2, p. 213–220, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10841-021-00295-x>

GARDNER, T. A. *et al.* A social and ecological assessment of tropical land uses at multiple scales: The Sustainable Amazon Network. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 368, n. 1619, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1098/rstb.2012.0166>

GIBB, H. *et al.* Habitat disturbance selects against both small and large species across varying climates. **Ecography**, v. 41, n. 7, p. 1184–1193, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/ecog.03244>

GOMES, L.; DESUO, I. C.; GOMES, G.; GIANNOTTI, E. Behavior of *Ectatomma brunneum* (Formicidae: Ectatomminae) preying on dipterans in field conditions. **Sociobiology**, v. 53, n. 3, p. 913–926, 2009.

GRASS, I. *et al.* Land-sharing/-sparing connectivity landscapes for ecosystem services and biodiversity conservation. **People and Nature**, n. March, p. 262–272, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/pan3.21>

GREEN, E. J.; MCRAE, L.; FREEMAN, R.; HARFOOT, M. B. J.; HILL, S. L. L.; BALDWIN-CANTELLO, W.; SIMONSON, W. D. Below the canopy: Global trends in forest vertebrate populations and their drivers: Drivers and trends of forest vertebrates. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 287, n. 1928, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1098/rspb.2020.0533>

GRIFFITHS, H. M.; ASHTON, L. A.; WALKER, A. E.; HASAN, F.; EVANS, T. A.; EGGLETON, P.; PARR, C. L. Ants are the major agents of resource removal from tropical rainforests. **Journal of Animal Ecology**, v. 87, n. 1, p. 293–300, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12728>

ISAACS, R.; TUELL, J.; FIEDLER, A.; GARDINER, M.; LANDIS, D. Maximizing arthropod-mediated ecosystem services in agricultural landscapes: The role of native plants. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 7, n. 4, p. 196–203, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1890/080035>

LABORIAU, R. postHoc: Tools for Post-Hoc Analysis. **R package version 0.1.3**. 2020.

LACH, L.; PARR, C.; ABBOTT, K. (Ed.). **Ant ecology**. Oxford university press, 2010.

LÜDECKE, D. sjstats: Statistical Functions for Regression Models. **Version 0.18.0**. 2020.

MANDAL, J.; RAMAN, T. R. S. Shifting agriculture supports more tropical forest birds than oil palm or teak plantations in Mizoram, northeast India. **Condor**, v. 118, n. 2, p. 345–359, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1650/CONDOR-15-163.1>

MATSUMOTO, T.; ITIOKA, T.; YAMANE, S.; MOMOSE, K. Traditional land use associated with swidden agriculture changes encounter rates of the top predator, the army ant, in southeast asian tropical rain forests. **Biodiversity and Conservation**, v. 18, n. 12, p. 3139–3151, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10531-009-9632-4>

MCGEOCH, M. A.; VAN RENSBERG, B. J.; BOTES, A. The verification and application of bioindicators: A case study of dung beetles in a savanna ecosystem. **Journal of Applied Ecology**, v. 39, n. 4, p. 661–672, 2002. Disponível em: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00743.x>

MIGUEL, A. Ecologists and Traditional Farmers in the Search for Sustainable Agriculture. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 2, n. 1, p. 35–42, 2004.

MORRIS, J. R.; JIMÉNEZ-SOTO, E.; PHILPOTT, S. M.; PERFECTO, I. Ant-mediated (Hymenoptera: Formicidae) biological control of the coffee berry borer: Diversity, ecological complexity, and conservation biocontrol. **Myrmecological News**, v. 26, p. 1–17, 2018.

MORRIS, J. R.; VANDERMEER, J.; PERFECTO, I. A keystone ant species provides robust biological control of the coffee berry borer under varying pest densities. **PLoS ONE**, v. 10, n. 11, p. 1–15, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0142850>

NEWBOLD, T. *et al.* Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. **Nature**, v. 520, n. 7545, p. 45–50, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/nature14324>

PACHECO, R.; CAMACHO, G. P.; FRIZZO, T. L. M.; VASCONCELOS, H. L. Effects of land-use changes on ecosystem services: decrease in ant predation in human-dominated landscapes in central Brazil. **Entomologia Experimentalis et Applicata**, v. 162, n. 3, p. 302–308, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/eea.12542>

PACHECO, R.; VASCONCELOS, H. L. Habitat diversity enhances ant diversity in a naturally heterogeneous Brazilian landscape. **Biodiversity and Conservation**, v. 21, n. 3, p. 797–809, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10531-011-0221-y>

PADOCH, C.; PINEDO-VASQUEZ, M. Saving slash-and-burn to save biodiversity. **Biotropica**, v. 42, n. 5, p. 550–552, 2010.

PARENTE, L.; FERREIRA, L. Assessing the spatial and occupation dynamics of the Brazilian pasturelands based on the automated classification of MODIS images from 2000 to 2016. **Remote Sensing**, v. 10, n. 4, 2018.

PENN, H. J.; ATHEY, K. J.; LEE, B. D. Land cover diversity increases predator aggregation and consumption of prey. **Ecology Letters**, v. 20, n. 5, p. 609–618, 2017.

PERFECTO, I.; VANDERMEER, J. The agroecological matrix as alternative to the land-sparing/agriculture intensification model. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 107, n. 13, p. 5786–5791, 2010.

PERFECTO, I.; VANDERMEER, J. Coffee agroecology: a new approach to understanding agricultural biodiversity, ecosystem services and sustainable development. **Routledge**, 2015.

PHALAN, B.; ONIAL, M.; BALMFORD, A.; GREEN, R. E. Reconciling food production and biodiversity conservation: Land sharing and land sparing compared. **Science**, v. 333, n. 6047, p. 1289–1291, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.1208742>

PHILLIPS, H. R. P.; NEWBOLD, T.; PURVIS, A. Land-use effects on local biodiversity in tropical forests vary between continents. **Biodiversity and Conservation**, v. 26, n. 9, p. 2251–2270, 2017.

PHILPOTT, S. M.; ARMBRECHT, I. Biodiversity in tropical agroforests and the ecological role of ants and ant diversity in predatory function. **Ecological entomology**, v. 31, n. 4, p. 369-377, 2006.

QUEIROZ, A. C. M.; RABELLO, A. M.; BRAGA, D. L.; SANTIAGO, G. S.; ZURLO, L. F.; PHILPOTT, S. M.; RIBAS, C. R. Cerrado vegetation types determine how land use impacts ant biodiversity. **Biodiversity and Conservation**, v. 29, n. 6, p. 2017–2034, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1379-8>

R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. **R Foundation for Statistical Computing**, Vienna, Austria. 2020.

RERKASEM, K.; LAWRENCE, D.; PADOCH, C.; SCHMIDT-VOGT, D.; ZIEGLER, A. D.; BRUUN, T. B. Consequences of swidden transitions for crop and fallow biodiversity in southeast asia. **Human Ecology**, v. 37, n. 3, p. 347–360, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10745-009-9250-5>

RIBAS, C. R.; SCHOEREDER, J. H. Are all ant mosaics caused by competition? **Oecologia**, v. 131, n. 4, p. 606–611, 2002.

ROSENFELD, J. S.; MALL, M. FORUM FORUM FORUM Functional redundancy in ecology and conservation. **Fisheries Research**, v. 1, n. Walker 1995, 2002.

SALA, O. E. *et al.* Global biodiversity scenarios for the year 2100. **Science**, v. 287, n. 5459, p. 1770–1774, 2000.

SCHMIDT, F. A.; RIBAS, C. R.; SCHOEREDER, J. H. How predictable is the response of ant assemblages to natural forest recovery? Implications for their use as bioindicators. **Ecological Indicators**, v. 24, p. 158–166, 2013.

SCHMIDT, F. A.; RIBAS, C. R.; SOBRINHO, T. G.; UBADILLAH, R.; SCHOEREDER, J. H.; CLOUGH, Y.; TSCHARNTKE, T. Similar alpha and beta diversity changes in tropical ant communities, comparing savannas and rainforests in Brazil and Indonesia. **Oecologia**, v. 185, n. 3, p. 487–498, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00442-017-3960-y>

SCHMIDT, F. A.; SOLAR, R. R. C. Hypogaeic pitfall traps: Methodological advances and remarks to improve the sampling of a hidden ant fauna. **Insectes Sociaux**, v. 57, n. 3, p. 261–266, 2010.

SEIFERT, C. L.; SCHULZE, C. H.; DRESCHKE, T. C. T.; FRÖTSCHER, H.; FIEDLER, K. Day vs. night predation on artificial caterpillars in primary rainforest habitats - an experimental approach. **Entomologia Experimentalis et Applicata**, v. 158, n. 1, p. 54–59,

2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/eea.12379>

SILVA, R. R.; BRANDÃO, C. R. F. Ecosystem-wide morphological structure of leaf-litter ant communities along a tropical latitudinal gradient. **PLoS ONE**, v. 9, n. 3, 2014.

SOLAR, R. R. de C.; BARLOW, J.; ANDERSEN, A. N.; SCHOEREDER, J. H.; BERENGUER, E.; FERREIRA, J. N.; GARDNER, T. A. Biodiversity consequences of land-use change and forest disturbance in the Amazon: A multi-scale assessment using ant communities. **Biological Conservation**, v. 197, p. 98–107, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.03.005>

SOLAR, R. R. DE C. *et al.* How pervasive is biotic homogenization in human-modified tropical forest landscapes? **Ecology Letters**, v. 18, n. 10, p. 1108–1118, 2015.

STAAB, M.; SCHULDT, A.; ASSMANN, T.; KLEIN, A. M. Tree diversity promotes predator but not omnivore ants in a subtropical Chinese forest. **Ecological Entomology**, v. 39, n. 5, p. 637–647, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/een.12143>

TEWS, J.; BROSE, U.; GRIMM, V.; TIELBÖRGER, K.; WICHMANN, M. C.; SCHWAGER, M.; JELTSCH, F. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: The importance of keystone structures. **Journal of Biogeography**, v. 31, n. 1, p. 79–92, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1046/j.0305-0270.2003.00994.x>

TSCHINKEL, W. R.; KING, J. R. Ant community and habitat limit colony establishment by the fire ant, *Solenopsis invicta*. **Functional Ecology**, v. 31, n. 4, p. 955–964, 2017.

VAN VLIET, N. *et al.* Trends, drivers and impacts of changes in swidden cultivation in tropical forest-agriculture frontiers: A global assessment. **Global Environmental Change**, v. 22, n. 2, p. 418–429, 2012.

VASCONCELOS, H. L.; MARAVALHAS, J. B.; FEITOSA, R. M.; PACHECO, R.; NEVES, K. C.; ANDERSEN, A. N. Neotropical savanna ants show a reversed latitudinal gradient of species richness, with climatic drivers reflecting the forest origin of the fauna. **Journal of Biogeography**, v. 45, n. 1, p. 248–258, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/jbi.13113>

VENABLES, W. N.; RIPLEY, B. D. Modern Applied Statistics with S. Fourth Edition. **Springer**, New York. ISBN 0-387-95457-0, 2002.

WICKHAM, H.. *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. **Springer-Verlag**. New York. 2016.

APÊNDICE A - Revisão integrativa e meta-análise.

Tabela 1 - Estudos utilizados na revisão integrativa.

ref	es	id	bio	amb	est	uso	micro	téc	par
*AMARAL; VARGAS; ALMEIDA, 2019	RJ	PT	MA	Floresta	C/S	Agricultura	epi ser	Pitfall	Composição Diversidade Riqueza
*APOLINÁRI O <i>et al.</i> , 2018	RJ	IN	MA	Floresta	S	Pasto Silvicultura	epi	Pitfall	Composição Riqueza
*ASSIS <i>et al.</i> , 2018a	MG	IN	MA- CE	Floresta	C/S	Agricultura Pasto	epi	Pitfall	Composição GF Riqueza
*ASSIS <i>et al.</i> , 2018b	MG	IN	CE	Floresta	C/S	Agricultura	epi	Pitfall	Composição Diversidade Riqueza
BRAGA <i>et al.</i> , 2010	BA	PT	MA	Floresta	NA	Silvicultura	ser	Winkl.	Composição Riqueza
*BRANDÃO; SILVA; FEITOSA, 2011	SP	IN	AM- CA	Savana	C/S	Agricultura	epi	Pitfall	Composição Riqueza
COELHO; RIBEIRO, 2006	MG	IN	MA	Floresta	C/S	Const. u.	epi	Pitfall	Abundância Composição Riqueza
*CORASSA <i>et al.</i> , 2015	MT	PT	CE	Floresta	C/S	Agricultura Silvicultura	ser	Winkl.	Composição Diversidade Riqueza
*COSTA-MIL ANES <i>et al.</i> , 2014	MG	IN	CE	Savana	S	Silvicultura	arb epi	Isca Manal Pitfall	Abundância Composição Riqueza
*CREPALDI <i>et al.</i> , 2014	MS	PT	CE	Floresta	C/S	Agricultura Pasto	ser	Winkl.	Composição Diversidade Riqueza Similaridade
*DA ROCHA <i>et al.</i> , 2013	BA	IN	MA	Floresta	C/S	Silvicultura	epi	Pitfall	Abundância Composição Riqueza
*DALLE LASTE; DURIGAN; ANDERSEN, 2018	SP	IN	CE	Floresta Savana	C	Agricultura Pasto Silvicultura	epi	Pitfall	Abundância Composição GF Riqueza
DIAS <i>et al.</i> , 2008	SP	PT	MA	Floresta	NA	Agricultura Pasto	ser	Winkl.	Composição Diversidade Riqueza
DIAS <i>et al.</i> 2013	CE	IN	MA	Floresta	C/S	Agricultura Pasto	ser	Winkl.	GF Riqueza
DIEHL; SANHUDO; DIEHL-FLEIG , 2004	RS	IN	NA	Savana	NA	Mineração	ser	Isca Manual	Riqueza Similaridade
*FERNANDE S; LANGE; SOARES, 2018	MS	IN	CE	Floresta	S	Agricultura Pasto	epi	Pitfall	Composição Diversidade Riqueza

2010									
FRÖHLICH <i>et al.</i> , 2011	RS	PT	MA	Floresta	C/S	Silvicultura	arb epi	Pitfall	Abundância Diversidade Riqueza
GOMES <i>et al.</i> , 2010	PR	PT	MA	Restinga	C/S	Const. u.	epi	Pitfall	Composição Riqueza
*GOMES <i>et al.</i> , 2013	RJ	PT	MA	Floresta	S	Agrofloresta Pasto	ser	Ninhos	Diversidade Riqueza
GUSMÃO; LOECK, 1999	RS	PT	NA	Floresta	C/S	Agricultura Cidade Pasto	epi	Pitfall	Diversidade Riqueza
*KERSCH-BE CKER; BUSS; FONSECA, 2013	EU	IN	MA	Floresta	S	Silvicultura	arb	Manual	Composição Riqueza
KRÜGER; LOECK; GRÜTZMAC HER, 2010	RS	PT	NA	Campo	NA	Silvicultura	NA	Manual	Riqueza
LEAL; FERREIRA; FREITAS, 1993	SC	PT	MA	Floresta	C/S	Const. u.	epi	Isca GC Malai. Pitfall RE	Composição Riqueza
LUTINSKI <i>et al.</i> , 2013	SC	IN	MA	Floresta	C/S	Silvicultura	arb epi	Isca GC Malai. Pitfall RE	Abundância Riqueza
LUTINSKI <i>et al.</i> , 2017	SC	IN	MA	Floresta	C	Agricultura Pasto Silvicultura	epi	Pitfall	Abundância Composição Riqueza
*LUTINSKI <i>et al.</i> , 2018	SC	PT	MA	Floresta	C	Const. u.	arb epi	Isca GC Manual Pitfall	Abundância Composição Diversidade Riqueza
MAJER, 1996	AU	IN	AM	Floresta	NA	Mineração	arb epi ser	Isca Winkl. Pitfall	Composição Riqueza
MAJER; DELABIE, 1999	AU	IN	MA	Floresta	C	Agrofloresta	epi ser	Manual Winkl. Pitfall	Composição Riqueza
MAJER; DELABIE; MCKENZIE, 1997	AU	IN	MA	Floresta	C	Agrofloresta	epi ser	Winkl. Pitfall	Composição Riqueza
MARINHO <i>et al.</i> , 2002	MG	PT	CE	NA	NA	Silvicultura	ser	Winkl.	Frequência Riqueza
MARSH <i>et al.</i> , 2018	IG	IN	AM	Floresta	C/S	Silvicultura	epi	Isca Pitfall	Composição Diversidade Similaridade
*MARTELLO <i>et al.</i> , 2018	SP	IN	MA	Floresta	C	Silvicultura	ser	Berlese	Diversidade
MARTINS <i>et al.</i> , 2020	PR	IN	MA	Floresta Savana	C/S	Agricultura Silvicultura	epi hip	Pitfall Solo	Ocorrência Riqueza
MATHIEU <i>et al.</i> , 2005	FR	IN	MA	Floresta	C/S	Agricultura Pasto	hip	Solo	Composição Diversidade Riqueza
MENEZES; SCHMIDT,	AC	IN	AM	Floresta	S	Pasto	epi	Isca	Coexistência Diversidade

2020										Riqueza
*MENTONE <i>et al.</i> , 2011	SP	PT	MA	Floresta	C/S	Silvicultura	ser	Winkl.		Composição Ocorrência Riqueza
MIRANDA <i>et al.</i> , 2013	AC	PT	AM	Floresta	NA	Extração	epi ser	Winkl. pitfall		Abundância Diversidade Riqueza Similaridade
MIRANDA <i>et al.</i> , 2017	AM	IN	AM	Floresta	NA	Extração	arb epi	Manual Pitfall		Composição GF Riqueza
*MORINI <i>et al.</i> , 2014	SP	IN	MA	Floresta	C/S	Const. u.	NA	Pitfall		Composição Riqueza
*MUNHAE <i>et al.</i> , 2015	PI	IN	MA	Flor. u.	C/S	Const. u.	epi	Isca Manual		Equi. Diversidade Ocorrência Riqueza Similaridade
MUNIQUE; CALIXTO, 2018	GO	IN	CE	Floresta	C/S	Silvicultura	epi ser	Ninhos		Traços funcionais
MUSCARDI <i>et al.</i> , 2008	MG	IN	MA	Floresta	S	Silvicultura	ser	Berlese		Abundância Riqueza
*NEVES <i>et al.</i> , 2012	MG	IN	CE	Savana	C	Silvicultura	arb	Bati.		Abundância Riqueza
NOGUEIRA <i>et al.</i> , 2017	RJ	IN	NA	Floresta	C/S	Pasto	epi	Pitfall		Composição Densidade Diversidade Equi. Riqueza
OLIVEIRA <i>et al.</i> , 1995	MG	PT	AM	Floresta	S	Silvicultura	epi	Isca Manual Pitfall		Diversidade
OLIVEIRA <i>et al.</i> , 2015	SP	IN	MA	Floresta	NA	Silvicultura	epi ser	Berlese Isca Winkl. Pitfall		Traços funcionais
OLIVEIRA; SCHMIDT, 2019	AC	IN	AM	Floresta	S	Pasto	arb	Pitfall		Abundância Composição Similaridade
PACHECO; VASCONCEL OS, 2012	MG	IN	CE	Floresta Savana	C	Agricultura	hip	Pitfall		Composição Riqueza
PACHECO; VASCONCEL OS, 2007	MG	IN	CE	Savana	C	Cidade	epi	Isca Pitfall		Abundância Composição Riqueza
PACHECO <i>et al.</i> , 2009	MG	IN	MA	Floresta	C	Silvicultura	ser	Winkl.		Composição Riqueza
*PACHECO <i>et al.</i> , 2013	MG	IN	CE	Floresta Savana	C	Agricultura Produção	epi hip	Isca Pitfall		Composição Diversidade Indicadora Riqueza
*PACHECO <i>et al.</i> , 2017	MG	IN	CE	Savana	C	Agricultura	hip	Isca Pitfall		Abundância Composição Remoção Riqueza
*PEIXOTO <i>et al.</i> , 2010	RO	PT	AM	Floresta Savana	S	Silvicultura	epi	Isca Pitfall		Abundância Composição Riqueza

PEREIRA <i>et al.</i> , 2007	RJ	PT	MA	Floresta	C	Silvicultura	ser	Manual	Riqueza Similaridade
*QUEIROZ <i>et al.</i> , 2020	MG	IN	CE	Campo Floresta Savana	C	Pasto Silvicultura	arb epi hip	Pitfall	Composição Riqueza
*RABELLO <i>et al.</i> , 2015	MG	IN	MA- CE	Savana	C	Mineração	arb epi hip	Pitfall Sem.	Composição Remoção Riqueza
RABELLO <i>et al.</i> , 2018	MG	IN	CE	Campo Floresta Savana	NA	Pasto Silvicultura	epi	Sem.	Composição Remoção
RAMOS <i>et al.</i> , 2013	BA	PT	CE	Savana	NA	Const. u.	ser	Winkl.	Dominância Riqueza
RAMOS <i>et al.</i> , 2015	MA	IN	NA	Floresta	C/S	Agrofloresta	epi	Pitfall	Abundância Diversidade Riqueza Composição Similaridade
RESENDE <i>et al.</i> , 2011	BA	IN	MA	Floresta	C/S	Agrofloresta	epi ser	Winkl. Pitfall	Composição Riqueza Similaridade
RESENDE <i>et al.</i> , 2013	BA	IN	MA	Floresta	C/S	Agrofloresta	arb	Isca	Composição Riqueza Similaridade
*RIZZOTO <i>et al.</i> , 2019	SC	PT	MA	Floresta	C	Silvicultura	epi	Isca	Abundância Composição Diversidade Equi. Riqueza
ROCHA <i>et al.</i> , 2015	MT	PT	CE	Savana	C/S	Mineração	epi	Pitfall	Abundância Dominância Frequência
ROSADO <i>et al.</i> , 2012	RS	IN	PM	Campo	C/S	Agricultura	NA	Pitfall	Lista de espécies
ROSADO <i>et al.</i> , 2013	RS	IN	PM	Campo	C/S	Agricultura	NA	Pitfall	Abundância Frequência Riqueza
ROUSSEAU; SANTOS SILVA; CARVALHO, 2010	MA	IN	AM	Floresta	C	Agricultura Pasto	hip	Solo	Abundância Diversidade Riqueza
SAAD <i>et al.</i> , 2017	SP	IN	MA	Floresta	C/S	Agricultura	epi hip ser	Berlese Pitfall	Composição Riqueza
SANTANA <i>et al.</i> , 2008	MS	PT	PA	Campo Floresta	NA	Pasto	epi	Isca	Remoção Similaridade
SANTOS-SILVA; VICENTE; FEITOSA, 2016	MT	IN	AM	Floresta	NA	Const. u.	arb epi ser	Isca Manual	Lista de espécies
SANTOS; CERRANO-M OREIRA; TORRES, 2012	PE	PT	MA	Floresta	C/S	Agricultura	epi ser	Berlese Pitfall	Abundância Diversidade Equi. Frequência Similaridade
SANTOS; BISCHOFFB; 2012	MG	IN	MA- CE	Savana	C/S	Agricultura	epi	Isca	Abundância Diversidade

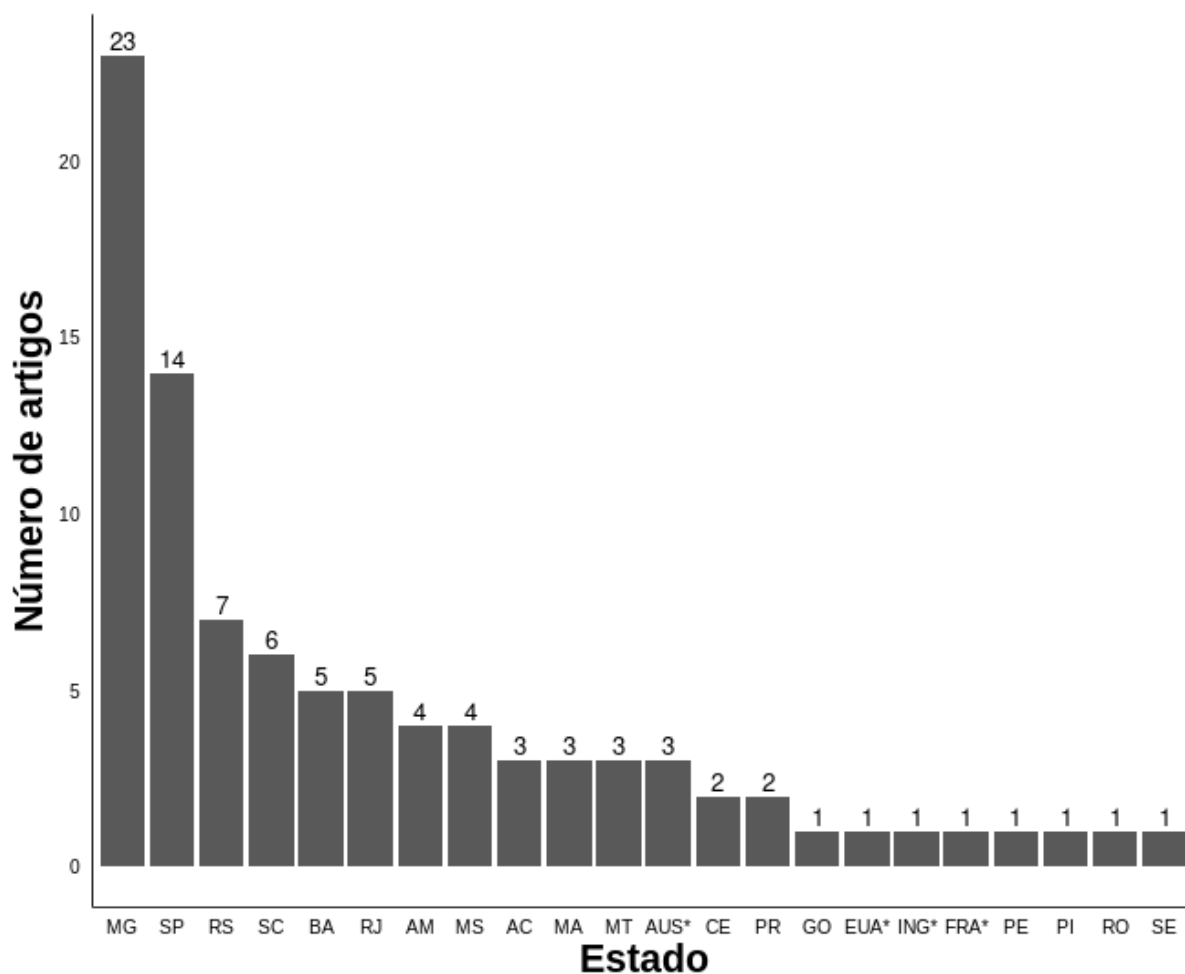
FERNANDES, 2018										
*SCHMIDT; DIEHL, 2008	RS	IN	MA	Floresta	C	Agricultura Silvicultura	epi hip	Isca Pitfall	Composição Riqueza	
SCHMIDT; RIBAS; SCHOEREDE R, 2013	MG	IN	MA	Floresta	C	Pasto	arb epi hip	Pitfall	Composição Equi. Riqueza	
SEGAT <i>et al.</i> , 2017	SC	IN	MA	Floresta	NA	Agricultura	epi hip	Pitfall Solo	Abundância Composição Riqueza	
SILVA <i>et al.</i> , 2017	SP	IN	MA	Floresta	NA	Agricultura	ser	Berlese	Abundância Diversidade Equi. Riqueza	
*SOARES; ANTONIALLI -JUNIOR; LIMA-JUNIO R, 2010	MS	PT	CE	Floresta	C/S	Silvicultura	epi	Pitfall	Diversidade Riqueza	
SOARES; MARINHO; LÚCIA, 1998	MG	PT	MA	Floresta	C	Silvicultura	epi	Isca Solo	Frequência Riqueza	
SOBRINHO <i>et al.</i> , 2003	MG	IN	NA	Floresta	C	Pasto	NA	Isca Pitfall	Similaridade	
*SOLAR <i>et al.</i> , 2015	MG	IN	AM	Floresta	C/S	Agricultura Extração Pasto	epi	Pitfall	Diversidade Riqueza	
*SOLAR <i>et al.</i> , 2016	MG	IN	AM	Floresta	C/S	Produção	epi	Pitfall	Composição Riqueza	
SOUZA <i>et al.</i> , 2012	SP	IN	MA	Floresta	C	Silvicultura	epi	Manual	Ninhos Riqueza	
SOUZA-CAM PANA <i>et al.</i> , 2017	SP	IN	MA	Floresta	NA	Silvicultura	ser	Manual	Abundância Composição Ninhos Riqueza	
SOUZA-SOUT O <i>et al.</i> , 2016	SE	IN	CA	Floresta	C/S	Pasto	arb	Isca GC Pitfall	Composição Riqueza	
SUGUITURU <i>et al.</i> , 2011	SP	IN	MA	Floresta	C	Silvicultura	ser	Winkl.	Riqueza Composição	
TAVARES; BISPO; ZANZINI, 2018	CE	PT	CE	Savana	C	Silvicultura	epi	Isca	Abundância Composição Indicadoras	
*TRIANA <i>et al.</i> , 2019	MA	ES	AM	Floresta	S	Produção	hip	Solo	Composição Frequência Riqueza	
*UEHARA-PR ADO, 2005	SP	IN	PA	Campo	C	Pasto	epi	Sem.	Composição Remoção	
VASCONCEL OS, 1999	AM	IN	AM	Floresta	C/S	Pasto	epi ser	Isca Manual Pitfall	Abundância Composição Riqueza	
VASCONCEL OS; CHERRETT, 1995	AM	IN	AM	Floresta	C	Const. u.	epi	Manual	Ninhos	
VASCONCEL OS;	AM	IN	AM	Floresta	S	Extração	epi ser	Isca Winkl.	Abundância Densidade	

VILHENA; CALIRI, 2000										Riqueza
VIANA-SILVA ; JACOBI, 2012	MG	IN	MA- CE	Canga	C/S	Const. u.	epi	Isca		Composição Diversidade Similaridade

Legenda: A coluna “ref” apresenta as citações dos artigos utilizados na revisão integrativa e com asterisco (*) os artigos utilizados na meta-análise. A coluna “es” apresenta estados brasileiros e países com centros de estudos com formigas que realizaram pesquisas com uso do solo no Brasil: MG - Minas Gerais; SP - São Paulo; RS - Rio Grande do Sul; SC - Santa Catarina; BA - Bahia; AM - Amazonas; MS - Mato Grosso do Sul; AP - Acre - MA - Maranhão; MT - Mato Grosso; AU - Austrália; CE - Ceará; PR - Paraná; GO - Goiás; EU - Estados Unidos da América; IG - Inglaterra; FR - França; PE - Pernambuco; PI - Piauí; RO - Roraima; SE - Sergipe. O eixo y indica o número de artigos publicados por cada estado ou país. A coluna “id” indica os idiomas dos artigos: PT - português; IN - inglês; ES - espanhol. A coluna “bio” indica os biomas e transições entre biomas dos artigos: MA - Mata Atlântica; CE - Cerrado; PM - Pampa; PA - Pantanal; CA - Caatinga; AM - Amazônia; MA-CE - transição entre Mata Atlântica e Cerrado; AM-CA - transição entre Amazônia e Caatinga; NA - ausente (bioma não identificado no trabalho). A coluna “amb” indica os ambientes referência: Floresta; Savana; Canga; Restinga; Campo; Flor. u. - Floresta urbana. A coluna “est” indica as estações de coleta: C - Chuvosa; S - Seca; C/S - Chuvosa e seca. A coluna “uso” indica os usos do solo avaliados nos estudos: Agricultura; Agrofloresta; Const. u. - Construção urbana; Pasto; Silvicultura; Extração; Mineração; Produção. A coluna “micro” indica os microhabitats de coleta: epi - epigéico; ser - serapilheira; hip - hipogéico; arb - arborícola. A coluna “téc” indica a técnica de coleta de formigas: Pitfall - armadilha de queda do tipo *Pitfall*; Winkl. - extrator de *mini-Winkler*; Manual - coleta manual; Sem. - sementes; Isca - uso de iscas para atração; Berlese - funil de berlese; Solo - extração de solo; Ninhos - coleta de ninho; GC - Guarda-chuva entomológico; Bat. - batimento em árvores e arbustos; Malai. - Malaise; RE - Rede entomológica. A coluna “par” indica os parâmetros ecológicos avaliados: Riqueza; Composição; Abundância; Diversidade; Similaridade; Frequência; GF - Grupos funcionais; Equi. - equitabilidade; Ocorrência; Dominância; Densidade; Lista de espécies; Indicadoras - espécies indicadoras ambientais; Coexistência; Traços funcionais; Remoção - Remoção de recurso.

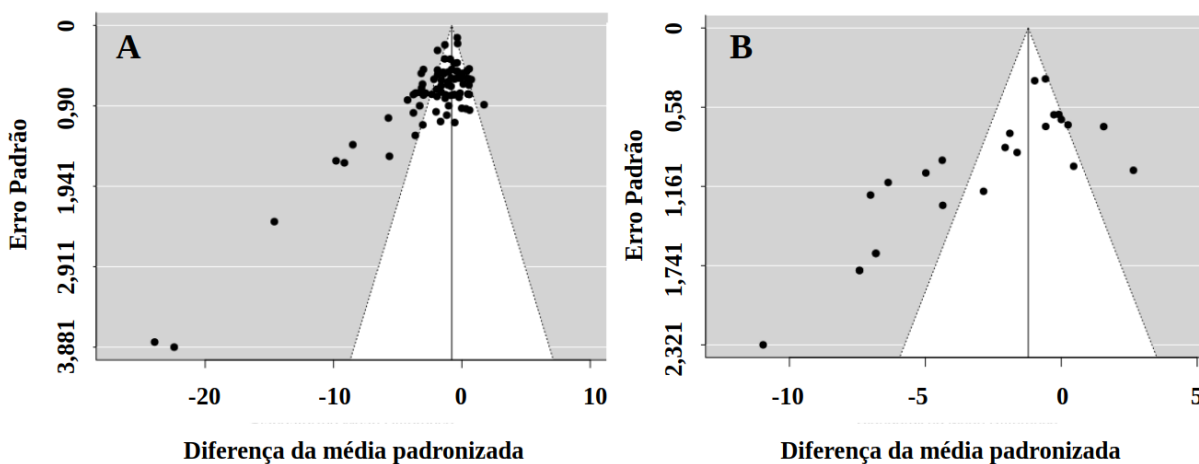
Fonte: Do autor (2021).

Figura 1 - Estados brasileiros e países que realizaram pesquisas avaliando a conversão de uso do solo no Brasil com formigas.



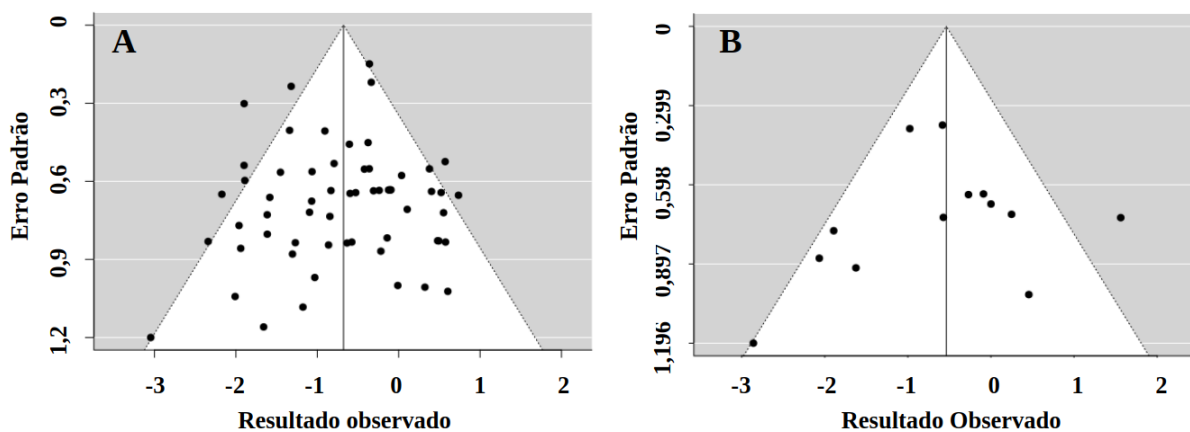
Legenda: Estados brasileiros e países (com asterisco) com centros de estudos com formigas que realizaram pesquisas com uso do solo no Brasil: MG - Minas Gerais; SP - São Paulo; RS - Rio Grande do Sul; SC - Santa Catarina; BA - Bahia; AM - Amazonas; MS - Mato Grosso do Sul; AM - Acre - MA - Maranhão; MT - Mato Grosso; AUS - Austrália; CE - Ceará; PR - Paraná; GO - Goiás; EUA - Estados Unidos da América; ING - Inglaterra; FRA - França; PE - Pernambuco; PI - Piauí; RO - Roraima; SE - Sergipe. O eixo y indica o número de artigos publicados por cada estado ou país.

Fonte: Do autor (2021).

Figura 2 - Gráficos de funil com possíveis *outliers*.

Legenda: Gráficos de funil com *outliers* para avaliação de viés de publicação em (A) riqueza (Teste de Egger's - intercepto: 3,9568; IC de 2,9341 para 4,9794; $p < 0,0001$) e (B) diversidade *Shannon* (Teste de Egger's - intercepto: 2,2496; IC de 0,4283 para 4,0708; $p = 0,0155$).

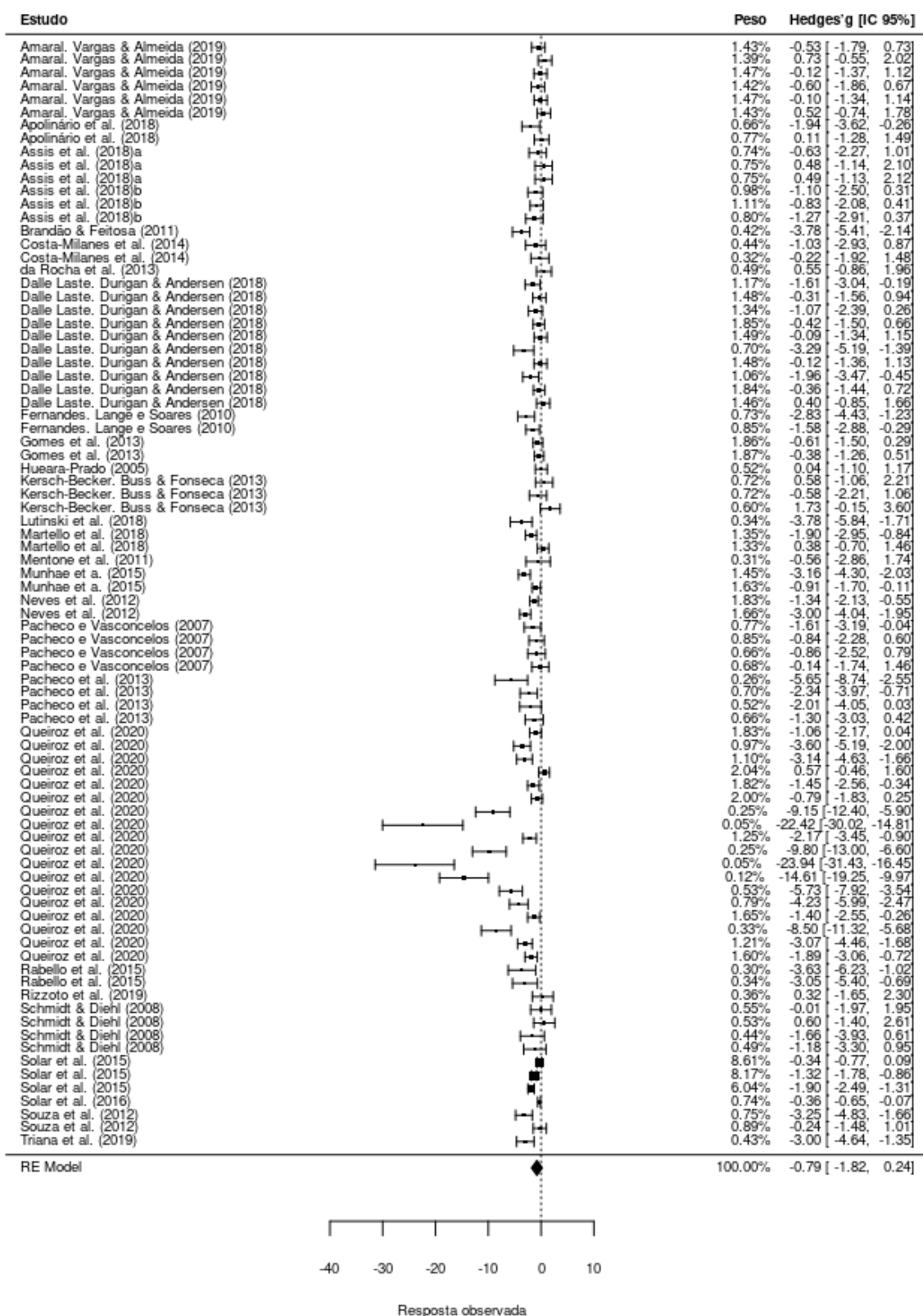
Fonte: Do autor (2021).

Figura 3 - Gráficos de funil após retirada dos *outliers*.

Legenda: Gráficos de funil após retirada dos *outliers* para avaliação de viés de publicação em (A) riqueza (Teste de Egger's - intercepto: -0,4324; IC de -1,1277 para 0,2629; $p = 0,2229$) e (B) diversidade *Shannon* (Teste de Egger's - intercepto: 0,1515; IC de -2,0064 para 2,3095; $p = 0,8905$).

Fonte: Do autor (2021).

Figura 4 - Gráfico de floresta dos com todos os valores de tamanho de efeito coletados para riqueza de formigas.

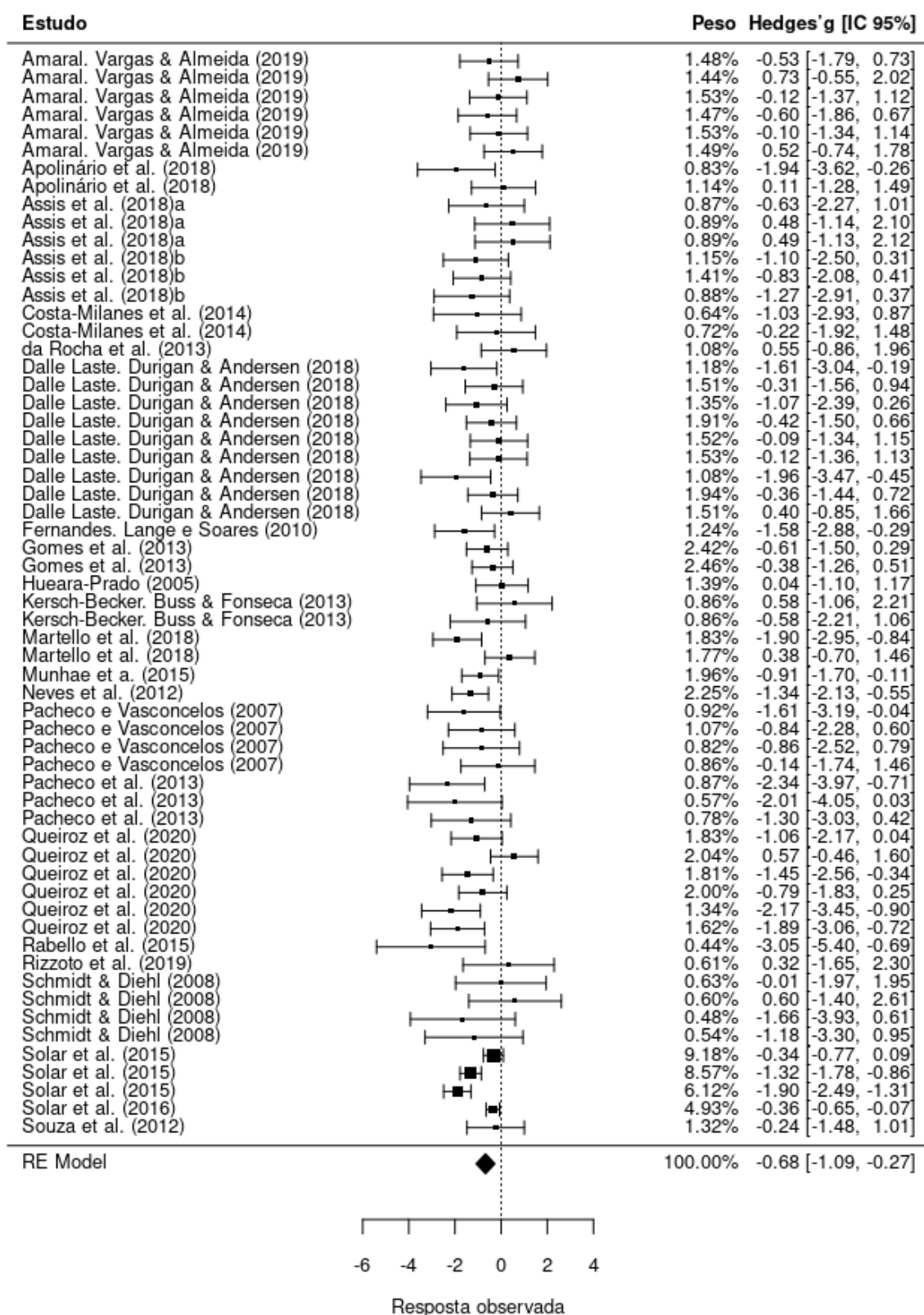


Legenda: Gráfico de floresta dos com todos os valores de tamanho de efeito coletados para riqueza de formigas, apresentando *outliers* e viés de publicação segundo teste de Egger's (intercepto: 3,9568; IC de 2.9341 para 4.9794; $p < 0,0001$). O gráfico apresenta a citação dos estudos (estudos), o peso de

cada tamanho de efeito para a metanálise (Peso), o tamanho de efeito (*Hedges' g*) e o intervalo de Confiança de 95% envolto do tamanho de efeito (IC 95%). Cada tamanho de efeito e IC (95%) é apresentado no gráfico da meta-regressão, quando o IC toca a sobreposição zero (linha pontilhada), o tamanho de efeito não é significativo. A resposta observada indica a posição do tamanho de efeito (*Hedges' g*) e se é positivo ou negativo. RE Model indica o efeito geral (peso em 100%, tamanho de efeito e IC - 95%) da meta-análise.

Fonte: Do autor (2021).

Figura 5 - Gráfico de floresta dos com os valores de tamanho de efeito para riqueza de formigas após retirada dos possíveis *outliers*.

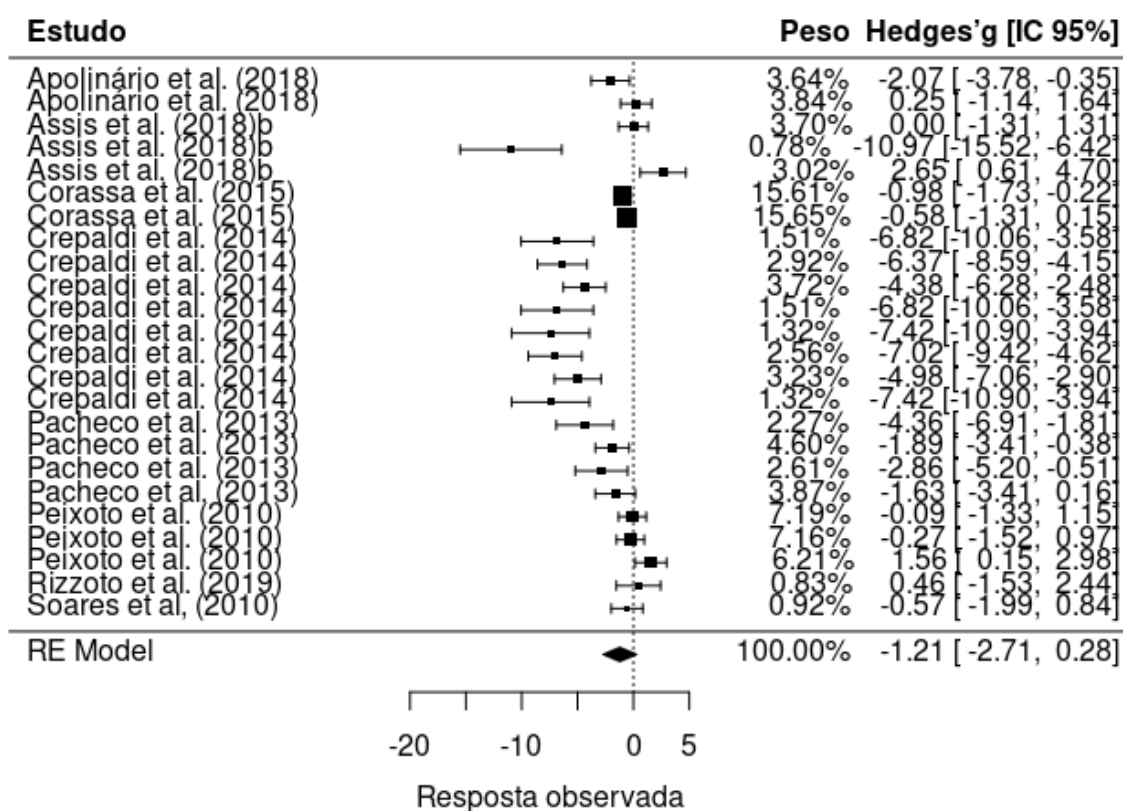


Legenda: Gráfico de floresta dos com os valores de tamanho de efeito para riqueza de formigas após retirada dos possíveis *outliers* e sem viés de publicação segundo teste de Egger's (intercepto: $-0,4324$; IC de $-1,1277$ para $0,2629$; $p = 0,2229$). O gráfico apresenta a citação dos estudos (estudos), o peso de

cada tamanho de efeito para a metanálise (Peso), o tamanho de efeito (*Hedges' g*) e o intervalo de Confiança de 95% envolta do tamanho de efeito (IC 95%). Cada tamanho de efeito e IC (95%) é apresentado no gráfico da meta-regressão, quando o IC toca a sobreposição zero (linha pontilhada), o tamanho de efeito não é significativo. A resposta observada indica a posição do tamanho de efeito (*Hedges' g*) e se é positivo ou negativo. RE Model indica o efeito geral (peso em 100%, tamanho de efeito e IC - 95%) da meta-análise.

Fonte: Do autor (2021).

Figura 6 - Gráfico de floresta dos com todos os valores de tamanho de efeito para diversidade *Shannon* de formigas.



Legenda: Gráfico de floresta dos com todos os valores de tamanho de efeito para diversidade *Shannon* de formigas, apresentando possíveis *outliers* e presença viés de publicação segundo teste de Egger's (intercepto: 2,2496; IC de 0,4283 para 4,0708; $p = 0,0155$). O gráfico apresenta a citação dos estudos (estudos), o peso de cada tamanho de efeito para a metanálise (Peso), o tamanho de efeito (*Hedges' g*) e o intervalo de Confiança de 95% envolta do tamanho de efeito (IC 95%). Cada tamanho de efeito e IC (95%) é apresentado no gráfico da meta-regressão, quando o IC toca a sobreposição zero (linha pontilhada), o tamanho de efeito não é significativo. A resposta observada indica a posição do tamanho de efeito (*Hedges' g*) e se é positivo ou negativo. RE Model indica o efeito geral (peso em 100%, tamanho de efeito e IC - 95%) da meta-análise.

Fonte: Do autor (2021).

Figura 7 - Gráfico de floresta dos com os valores de tamanho de efeito para diversidade *Shannon* de formigas após retirada dos possíveis *outliers*.

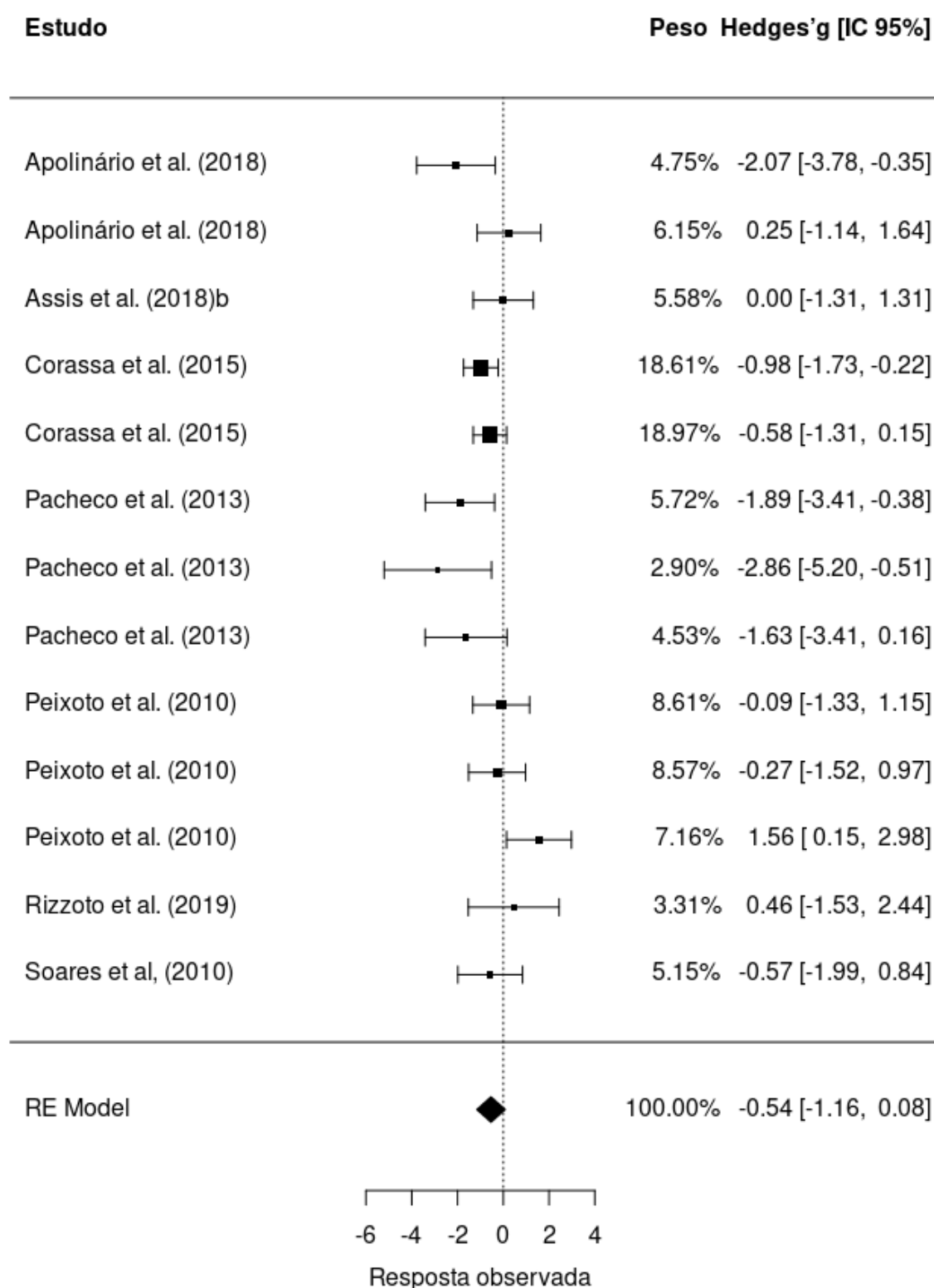


Gráfico de floresta dos com os valores de tamanho de efeito para diversidade *Shannon* de formigas após retirada dos possíveis *outliers* e sem viés de publicação segundo teste de Egger's (intercepto: 0,1515; IC de -2,0064 para 2,3095; $p = 0,8905$). O gráfico apresenta a citação dos estudos (estudos), o peso de cada tamanho de efeito para a metanálise (Peso), o tamanho de efeito (*Hedges' g*) e o intervalo

de Confiança de 95% envolve o tamanho de efeito (IC 95%). Cada tamanho de efeito e IC (95%) é apresentado no gráfico da meta-regressão, quando o IC toca a sobreposição zero (linha pontilhada), o tamanho de efeito não é significativo. A resposta observada indica a posição do tamanho de efeito (*Hedges' g*) e se é positivo ou negativo. RE Model indica o efeito geral (peso em 100%, tamanho de efeito e IC - 95%) da meta-análise.

Fonte: Do autor (2021).

APÊNDICE B - Efeitos da conversão dos usos do solo sobre assembleia de formigas.

Tabela 1 - Subfamílias e espécies amostradas na Resex Extrativista Chico Mendes.

Taxa	Grupo					Index	IndVal	Valor de p
	funcional	Floresta	Pasto	Roçado				
Dolichoderinae (15)								
<i>Azteca sp1</i>	G	1	0	0	1	0,25	1	
<i>Azteca sp2</i>	G	1	0	0	1	0,25	1	
<i>Azteca sp3</i>	G	1	0	0	1	0,25	1	
<i>Azteca sp4</i>	G	1	0	0	1	0,25	1	
<i>Azteca sp5</i>	G	1	0	0	1	0,25	1	
<i>Azteca sp6</i>	G	1	0	0	1	0,35	335	
<i>Dolichoderus sp1</i>	G	1	0	0	1	0,25	1	
<i>Dolichoderus sp2</i>	G	1	0	0	1	0,25	1	
<i>Dorymyrmex brunneus</i> (Forel, 1908)	G	0	1	0	2	0,38	0,12	
<i>Dorymyrmex sp2</i>	G	0	1	1	6	0,41	265	
<i>Dorymyrmex sp3</i>	G	0	0	1	3	0,40	235	
<i>Dorymyrmex sp4</i>	G	0	0	1	3	0,45	0,06	
<i>Dorymyrmex sp5</i>	G	0	1	1	6	0,35	0,3	
<i>Gracilidris pombero</i> (Wild & Cuzzo, 2006)	G	0	1	1	6	0,58	0,06	
<i>Linepithema neotropicum</i> (Wild, 2007)	G	1	0	0	1	0,25	1	
Dorylinae (4)								
<i>Labidus sp1</i>	FC	1	0	0	1	0,35	0,37	
<i>Labidus coecus</i> (Latreille, 1802)	FC	0	1	0	2	0,27	0,59	
<i>Labidus praedator</i> (Smith, 1858)	FC	0	1	1	6	0,29	485	
<i>Labidus sp4</i>	FC	1	0	0	1	0,25	1	
Ectatomminae (7)								
<i>Ectatomma brunneum</i> (Smith, 1858)	GPE	0	1	1	6	0,74	0,010 *	

<i>Ectatomma tuberculatum</i> (Olivier, 1792)	GPE	0	0	1	3	0,32	0,3
<i>Ectatomma lugens</i> (Emery, 1894)	GPE	1	0	0	1	0,43	125
<i>Ectatomma edentatum</i> (Roger, 1863)	GPE	1	0	1	5	0,39	365
<i>Gnamptogenys striatula</i> (Mayr, 1884)	PE	1	0	0	1	0,35	0,37
<i>Gnamptogenys moelleri</i> (Forel, 1912)	PE	1	0	0	1	0,25	1
<i>Typhlomyrmex sp1</i>	PE	1	1	0	4	0,32	715
Formicinae (59)							
<i>Brachymyrmex cavernicola</i> (Wheeler, 1938)	G	1	0	0	1	0,62	0,005 *
<i>Brachymyrmex sp1</i>	G	0	1	1	6	0,68	0,010 *
<i>Brachymyrmex sp2</i>	G	1	0	0	1	0,25	1
<i>Brachymyrmex sp3</i>	G	0	1	0	2	0,27	0,62
<i>Brachymyrmex sp4</i>	G	0	1	1	6	0,73	0,015 *
<i>Brachymyrmex sp5</i>	G	0	1	0	2	0,27	0,65
<i>Brachymyrmex sp6</i>	G	0	0	1	3	0,32	245
<i>Brachymyrmex sp7</i>	G	1	0	0	1	0,25	1
<i>Camponotus cacticus</i> (Emery, 1903)	G	1	0	0	1	0,50	0,06
<i>Camponotus sericeiventris</i> (Guérin-Méneville, 1838)	G	1	0	0	1	0,35	335
<i>Camponotus renggeri</i> (Emery, 1894)	G	0	1	0	2	0,46	0,030 *
<i>Camponotus sp4</i>	G	1	0	0	1	0,25	1
<i>Camponotus depressus</i> (Mayr, 1866)	G	1	0	1	5	0,34	0,56
<i>Camponotus leydigi</i> (Forel, 1886)	G	0	0	1	3	0,64	0,020 *
<i>Camponotus sp7</i>	G	0	1	0	2	0,27	615
<i>Camponotus sp8</i>	G	1	0	0	1	0,25	1

<i>Camponotus sp9</i>	G	1	0	0	1	0,50	0,025 *
<i>Camponotus sp10</i>	G	1	0	0	1	0,25	1
<i>Camponotus mirabilis</i> (Emery, 1903)	G	1	0	0	1	0,35	335
<i>Camponotus sp12</i>	G	1	0	0	1	0,25	1
<i>Camponotus crassus</i> (Mayr, 1862)	G	0	0	1	3	0,50	0,050 *
<i>Camponotus sp14</i>	G	1	0	0	1	0,35	335
<i>Camponotus sp15</i>	G	0	1	1	6	0,35	315
<i>Camponotus sp16</i>	G	1	0	0	1	0,25	1
<i>Camponotus sp17</i>	G	1	0	0	1	0,25	1
<i>Camponotus sp18</i>	G	1	0	0	1	0,35	0,37
<i>Camponotus sp19</i>	G	1	1	0	4	0,32	775
<i>Camponotus sp20</i>	G	1	0	0	1	0,25	1
<i>Camponotus sp21</i>	G	1	0	0	1	0,25	1
<i>Camponotus sp22</i>	G	0	0	1	3	0,32	245
<i>Camponotus sp23</i>	G	1	0	0	1	0,25	1
<i>Camponotus sp24</i>	G	1	0	1	5	0,34	0,45
<i>Camponotus sp25</i>	G	1	0	0	1	0,35	335
<i>Camponotus sp26</i>	G	0	1	0	2	0,27	0,65
<i>Camponotus sp27</i>	G	1	0	0	1	0,25	1
<i>Camponotus sp28</i>	G	0	0	1	3	0,32	0,31
<i>Camponotus sp29</i>	G	1	0	0	1	0,25	1
<i>Camponotus sp30</i>	G	1	0	0	1	0,25	1
<i>Camponotus sp31</i>	G	0	1	1	6	0,35	0,32
<i>Camponotus sp32</i>	G	1	0	0	1	0,56	0,025 *
<i>Camponotus sp33</i>	G	0	0	1	3	0,55	0,030 *
<i>Camponotus sp34</i>	G	1	0	0	1	0,66	0,005 *
<i>Camponotus sp35</i>	G	0	0	1	3	0,32	0,3
<i>Camponotus sp36</i>	G	1	0	0	1	0,25	1
<i>Camponotus sp37</i>	G	1	0	0	1	0,25	1
<i>Camponotus sp38</i>	G	1	0	0	1	0,25	1
<i>Camponotus sp39</i>	G	1	0	0	1	0,25	1

<i>Camponotus sp40</i>	G	1	0	0	1	0,25	1
<i>Camponotus sp41</i>	G	1	0	0	1	0,25	1
<i>Camponotus sp42</i>	G	1	0	1	5	0,28	725
<i>Camponotus sp43</i>	G	0	0	1	3	0,32	0,31
<i>Camponotus sp44</i>	G	0	1	0	2	0,27	625
<i>Gigantiops destructor</i> (Fabricius, 1804)	G	1	0	0	1	0,43	135
<i>Nylanderia sp1</i>	G	0	0	1	3	0,45	75
<i>Nylanderia sp3</i>	G	1	0	0	1	0,35	0,36
<i>Nylanderia sp4</i>	G	1	0	0	1	0,35	0,33
<i>Nylanderia sp5</i>	G	1	0	0	1	0,35	0,3
<i>Nylanderia sp6</i>	G	1	0	0	1	0,25	1
<i>Nylanderia sp7</i>	G	1	0	0	1	0,61	0,020 *
Myrmicinae (147)							
<i>Acanthognathus sp1</i>	PD	1	0	0	1	0,25	1
<i>Acanthognathus sp2</i>	PD	1	0	0	1	0,25	1
<i>Acanthognathus sp3</i>	PD	1	0	0	1	0,25	1
<i>Acromyrmex sp1</i>	CF	1	0	0	1	0,25	1
<i>Acromyrmex rugosus</i> (Smith, 1858)	CF	0	0	1	3	0,45	0,08
<i>Acromyrmex sp3</i>	CF	0	1	0	2	0,27	615
<i>Apterostigma sp1</i>	CF	1	0	0	1	0,25	1
<i>Atta sp1</i>	CF	1	0	0	1	0,25	1
<i>Atta sexdens</i> (Linnaeus, 1758)	CF	1	0	0	1	0,35	295
<i>Carebara sp1</i>	PHG	1	0	1	5	0,59	0,035 *
<i>Carebara sp2</i>	PHG	1	0	0	1	0,25	1
<i>Carebara urichi</i> (Wheeler, 1922)	PHG	1	0	0	1	0,35	0,34
<i>Cephalotes atratus</i> (Linnaeus, 1798)	G	1	1	0	4	0,26	1
<i>Cephalotes sp2</i>	G	1	0	0	1	0,25	1
<i>Crematogaster sp1</i>	G	1	0	0	1	0,43	145
<i>Crematogaster sp2</i>	G	0	1	1	6	0,35	0,37

<i>Crematogaster sp3</i>	G	1	0	0	1	0,25	1
<i>Crematogaster sp4</i>	G	1	0	0	1	0,35	0,33
<i>Crematogaster sp5</i>	G	1	0	0	1	0,43	105
<i>Crematogaster sp6</i>	G	1	0	0	1	0,35	335
<i>Crematogaster sp7</i>	G	0	1	1	6	0,41	235
<i>Crematogaster sp8</i>	G	1	0	0	1	0,25	1
<i>Crematogaster sp9</i>	G	1	0	0	1	0,25	1
<i>Crematogaster sp10</i>	G	1	0	0	1	0,25	1
<i>Crematogaster sp11</i>	G	1	1	1	7	0,32	NA
<i>Crematogaster sp12</i>	G	1	0	0	1	0,25	1
<i>Cyphomyrmex sp1</i>	CF	0	1	0	2	0,60	0,005 *
<i>Cyphomyrmex sp2</i>	CF	1	0	0	1	0,25	1
<i>Cyphomyrmex sp3</i>	CF	0	0	1	3	0,45	75
<i>Cyphomyrmex sp4</i>	CF	0	0	1	3	0,32	0,31
<i>Cyphomyrmex sp5</i>	CF	0	1	0	2	0,27	625
<i>Cyphomyrmex sp6</i>	CF	1	0	0	1	0,25	1
<i>Megalomyrmex balzani</i> (Emery, 1894)	MPE	1	0	0	1	0,35	0,36
<i>Mycocepurus smithii</i> (Forel, 1893)	CF	1	1	1	7	0,32	NA
<i>Myrmicocrypta sp1</i>	CF	1	0	0	1	0,25	1
<i>Myrmicocrypta sp2</i>	CF	1	0	0	1	0,25	1
<i>Myrmicocrypta sp3</i>	CF	1	0	0	1	0,25	1
<i>Myrmicocrypta sp4</i>	CF	1	0	0	1	0,25	1
<i>Myrmicocrypta sp5</i>	CF	1	0	0	1	0,25	1
<i>Octostruma balzani</i> (Emery, 1894)	PD	1	0	1	5	0,34	485
<i>Pheidole sp1</i>	G	1	0	1	5	0,28	775
<i>Pheidole sp2</i>	G	0	0	1	3	0,32	235
<i>Pheidole sp3</i>	G	1	0	0	1	0,25	1
<i>Pheidole sp4</i>	G	1	0	0	1	0,25	1
<i>Pheidole sp5</i>	G	1	0	0	1	0,25	1
<i>Pheidole sp6</i>	G	1	0	0	1	0,25	1
<i>Pheidole sp7</i>	G	1	0	0	1	0,25	1

<i>Pheidole sp8</i>	G	0	0	1	3	0,39	0,23
<i>Pheidole sp9</i>	G	1	0	0	1	0,35	0,34
<i>Pheidole sp10</i>	G	0	0	1	3	0,32	0,3
<i>Pheidole sp11</i>	G	1	0	0	1	0,25	1
<i>Pheidole sp12</i>	G	1	0	0	1	0,25	1
<i>Pheidole sp13</i>	G	1	0	0	1	0,25	1
<i>Pheidole sp14</i>	G	1	0	0	1	0,35	0,36
<i>Pheidole sp15</i>	G	1	0	0	1	0,35	365
<i>Pheidole sp16</i>	G	1	0	0	1	0,35	0,36
<i>Pheidole sp17</i>	G	1	0	0	1	0,25	1
<i>Pheidole sp18</i>	G	1	0	0	1	0,25	1
<i>Pheidole sp19</i>	G	1	0	0	1	0,25	1
<i>Pheidole sp20</i>	G	0	1	0	2	0,27	615
<i>Pheidole sp21</i>	G	1	0	0	1	0,25	1
<i>Pheidole sp22</i>	G	1	0	0	1	0,25	1
<i>Pheidole sp23</i>	G	1	0	0	1	0,25	1
<i>Pheidole sp24</i>	G	1	0	0	1	0,25	1
<i>Pheidole sp25</i>	G	0	0	1	3	0,55	0,005 *
<i>Pheidole sp26</i>	G	1	0	0	1	0,25	1
<i>Pheidole sp27</i>	G	0	1	1	6	0,69	0,015 *
<i>Pheidole sp28</i>	G	1	0	1	5	0,39	355
<i>Pheidole sp29</i>	G	0	1	0	2	0,27	0,52
<i>Pheidole sp30</i>	G	1	1	0	4	0,26	1
<i>Pheidole sp31</i>	G	1	0	0	1	0,25	1
<i>Pheidole sp32</i>	G	0	0	1	3	0,42	175
<i>Pheidole sp33</i>	G	0	0	1	3	0,32	0,3
<i>Pheidole sp34</i>	G	1	0	0	1	0,25	1
<i>Pheidole sp35</i>	G	1	0	0	1	0,43	135
<i>Pheidole sp36</i>	G	1	0	1	5	0,44	0,3
<i>Pheidole sp37</i>	G	0	1	0	2	0,46	65
<i>Pheidole sp38</i>	G	0	1	0	2	0,38	205
<i>Pheidole sp39</i>	G	1	1	0	4	0,26	1

<i>Pheidole sp40</i>	G	1	1	0	4	0,26	1
<i>Pheidole sp41</i>	G	1	0	0	1	0,25	1
<i>Pheidole sp42</i>	G	0	1	1	6	0,35	0,37
<i>Pheidole sp43</i>	G	0	1	0	2	0,38	0,2
<i>Pheidole sp44</i>	G	0	1	0	2	0,27	535
<i>Pheidole sp45</i>	G	1	0	0	1	0,25	1
<i>Pheidole sp46</i>	G	0	1	0	2	0,27	625
<i>Pheidole sp47</i>	G	1	0	0	1	0,25	1
<i>Pheidole sp48</i>	G	0	0	1	3	0,32	295
<i>Pheidole sp49</i>	G	1	0	0	1	0,25	1
<i>Pheidole sp50</i>	G	1	0	0	1	0,25	1
<i>Pheidole sp51</i>	G	1	0	0	1	0,35	325
<i>Pheidole sp52</i>	G	1	0	0	1	0,25	1
<i>Pheidole sp53</i>	G	1	0	0	1	0,25	1
<i>Pheidole sp54</i>	G	0	0	1	3	0,32	295
<i>Pheidole sp55</i>	G	1	0	0	1	0,25	1
<i>Pheidole sp56</i>	G	1	0	0	1	0,25	1
<i>Pheidole sp57</i>	G	1	0	0	1	0,35	315
<i>Pheidole sp58</i>	G	1	0	0	1	0,25	1
<i>Pheidole sp59</i>	G	1	0	0	1	0,25	1
<i>Pheidole sp60</i>	G	1	0	0	1	0,25	1
<i>Pheidole sp61</i>	G	0	1	0	2	0,27	625
<i>Pheidole sp62</i>	G	1	0	0	1	0,25	1
<i>Pheidole sp63</i>	G	0	1	0	2	0,27	0,63
<i>Pheidole sp64</i>	G	0	0	1	3	0,32	245
<i>Pheidole sp65</i>	G	0	1	0	2	0,27	535
<i>Pheidole sp66</i>	G	1	1	1	7	0,27	NA
<i>Pheidole sp67</i>	G	1	0	0	1	0,25	1
<i>Pheidole sp68</i>	G	1	0	0	1	0,25	1
<i>Pheidole sp69</i>	G	1	0	0	1	0,25	1
<i>Pheidole sp70</i>	G	1	0	0	1	0,35	0,33
<i>Pheidole sp71</i>	G	1	0	0	1	0,25	1

<i>Pheidole sp72</i>	G	0	1	0	2	0,27	0,6
<i>Pogonomyrmex naegeli</i> (Emery, 1878)	G	0	1	1	6	0,29	545
<i>Sericomyrmex sp1</i>	CF	1	0	0	1	0,25	1
<i>Sericomyrmex sp2</i>	CF	1	0	0	1	0,43	125
<i>Sericomyrmex sp3</i>	CF	0	0	1	3	0,32	0,3
<i>Sericomyrmex sp4</i>	CF	1	0	0	1	0,25	1
<i>Sericomyrmex sp5</i>	CF	1	0	0	1	0,35	335
<i>Solenopsis sp1</i>	PHG	1	0	0	1	0,66	0,005 *
<i>Solenopsis sp2</i>	PHG	1	0	0	1	0,25	1
<i>Solenopsis sp3</i>	PHG	1	0	0	1	0,43	0,07
<i>Solenopsis sp4</i>	PHG	0	1	1	6	0,35	265
<i>Solenopsis sp5</i>	PHG	0	0	1	3	0,73	0,005 *
<i>Solenopsis invicta</i> (Buren, 1972)	MPE	0	1	0	2	0,81	0,005 *
<i>Solenopsis sp7</i>	PHG	1	0	0	1	0,25	1
<i>Solenopsis sp8</i>	PHG	0	1	1	6	0,29	0,49
<i>Solenopsis sp9</i>	PHG	0	0	1	3	0,45	0,07
<i>Solenopsis sp10</i>	PHG	0	1	0	2	0,38	0,2
<i>Solenopsis sp11</i>	PHG	0	1	0	2	0,27	0,52
<i>Solenopsis sp12</i>	PHG	1	0	0	1	0,25	1
<i>Solenopsis sp13</i>	PHG	0	0	1	3	0,63	0,015 *
<i>Solenopsis sp14</i>	PHG	1	0	0	1	0,43	0,1
<i>Solenopsis sp15</i>	PHG	1	0	0	1	0,25	1
<i>Solenopsis sp16</i>	PHG	1	0	0	1	0,35	0,34
<i>Solenopsis sp17</i>	PHG	0	0	1	3	0,38	0,28
<i>Solenopsis sp18</i>	PHG	1	1	0	4	0,32	745
<i>Solenopsis sp19</i>	PHG	1	1	0	4	0,26	1
<i>Strumigenys eggersi</i> (Emery, 1890)	PD	1	0	0	1	0,25	1
<i>Trachymyrmex sp1</i>	CF	1	0	0	1	0,25	1
<i>Trachymyrmex sp2</i>	CF	1	0	0	1	0,35	335
<i>Trachymyrmex sp3</i>	CF	1	0	0	1	0,25	1
<i>Trachymyrmex sp4</i>	CF	1	0	0	1	0,25	1

<i>Trachymyrmex sp5</i>	CF	1	0	0	1	0,25	1
<i>Trachymyrmex sp6</i>	CF	0	0	1	3	0,32	0,3
<i>Trachymyrmex sp7</i>	CF	1	0	0	1	0,43	145
<i>Trachymyrmex sp8</i>	CF	1	0	0	1	0,25	1
<i>Wasmannia</i>							
<i>auropunctata</i> (Roger, 1863)	G	1	1	0	4	0,32	715
Procerattinae (1)							
<i>Discothyrea sp1</i>	PHG	1	0	0	1	0,25	1
Ponerinae (25)							
<i>Hypoponera sp1</i>	PPH	1	1	0	4	0,32	0,76
<i>Hypoponera sp2</i>	PPH	0	0	1	3	0,32	245
<i>Hypoponera sp3</i>	PPH	0	0	1	3	0,32	0,23
<i>Hypoponera sp4</i>	PPH	0	0	1	3	0,32	245
<i>Hypoponera sp5</i>	PPH	1	0	0	1	0,25	1
<i>Hypoponera sp6</i>	PPH	1	0	0	1	0,25	1
<i>Hypoponera sp7</i>	PPH	0	0	1	3	0,32	0,23
<i>Hypoponera sp8</i>	PPH	1	0	0	1	0,25	1
<i>Hypoponera sp9</i>	PPH	0	0	1	3	0,45	75
<i>Hypoponera sp10</i>	PPH	1	0	0	1	0,25	1
<i>Hypoponera sp11</i>	PPH	1	0	0	1	0,35	0,35
<i>Hypoponera sp12</i>	PPH	1	0	0	1	0,25	1
<i>Hypoponera sp13</i>	PPH	1	0	0	1	0,25	1
<i>Leptogenys sp1</i>	PE	1	0	0	1	0,25	1
<i>Mayaponera constricta</i> (Mayr, 1884)	GPE	1	1	0	4	0,32	765
<i>Neoponera verenae</i> (Forel, 1922)	GPE	1	0	0	1	0,43	0,1
<i>Neoponera apicalis</i> (Latreille, 1802)	GPE	1	0	0	1	0,35	0,36
<i>Neoponera sp3</i>	GPE	1	1	0	4	0,26	1
<i>Odontomachus sp1</i>	GPE	1	0	0	1	0,35	0,34
<i>Odontomachus sp2</i>	GPE	1	0	0	1	0,25	1
<i>Pachycondyla crassinoda</i> (Latreille,	GPE	1	0	1	5	0,45	0,44

1802)								
<i>Pachycondyla sp2</i>	GPE	1	0	1	5	0,36	0,72	
<i>Platythyrea sp1</i>	MPE	1	0	0	1	0,25	1	
<i>Platythyrea pilosula</i> (Smith, F., 1858)	MPE	1	0	0	1	0,25	1	
<i>Rasopone sp1</i>	MPE	0	1	0	2	0,27	615	
Pseudomyrmicinae (5)								
<i>Pseudomyrmex sp1</i>	MPE	1	0	0	1	0,25	1	
<i>Pseudomyrmex termitarius</i> (Smith, 1855)	MPE	0	1	1	6	0,55	165	
<i>Pseudomyrmex sp3</i>	MPE	0	1	0	2	0,27	615	
<i>Pseudomyrmex sp4</i>	MPE	1	0	0	1	0,25	1	
<i>Pseudomyrmex sp5</i>	MPE	1	0	0	1	0,25	1	

Legenda: Tabela completa com todas as 263 morfoespécies agrupadas em oito subfamílias de formigas. A coluna “Taxa” mostra as subfamílias e morfoespécies. A coluna “Grupo funcional” mostra os nove grupos funcionais identificados: grandes predadoras epigéicas (GPE); médias predadoras epigéicas (MPE); pequenas predadoras hipogéicas (PPH); predadoras especialistas (PE); predadoras dacetíneas (PD); espécies generalistas (G); pequenas hipogéicas generalistas (PHG); cultivadoras de fungos (CF); formigas de correição (FC). As colunas “Floresta”, “Pasto” e “Roçado” indicam se a morfoespécie teve ocorrência (1) ou ausência (0) no determinado uso do solo. A coluna “Index” indica os usos do solo ou combinações de usos do solo ao qual as formigas foram associadas. A coluna “IndVal” mostra os valores de indicação ambiental e a coluna “Valor de p” mostra os valores de p (em negrito estão os valores de p significativos para indicação ambiental).

Fonte: Do autor (2021).

Tabela 2 - Formigas indicadoras ambientais na Resex Extrativista Chico Mendes.

Taxa	Grupo funcional	Ambiente	IndVal	Valor de p
Ectatomminae (1)				
<i>Ectatomma brunneum</i> (Smith, 1858)	GEP	Pasto + Roçado	0,74	0,010 *
Formicinae (11)				
<i>Brachymyrmex sp1</i>	G	Pasto + Roçado	0,68	0,010 *
<i>Brachymyrmex cavernicola</i> (Wheeler, 1938)	G	Floresta	0,62	0,005 *
<i>Brachymyrmex sp4</i>	G	Pasto + Roçado	0,73	0,015 *
<i>Camponotus renggeri</i> (Emery, 1894)	G	Pasto	0,46	0,030 *
<i>Camponotus leydigi</i> (Forel, 1886)	G	Roçado	0,64	0,020 *
<i>Camponotus sp9</i>	G	Floresta	0,50	0,025 *
<i>Camponotus crassus</i> (Mayr, 1862)	G	Roçado	0,50	0,050 *
<i>Camponotus sp32</i>	G	Floresta	0,56	0,025 *
<i>Camponotus sp33</i>	G	Roçado	0,55	0,030 *
<i>Camponotus sp34</i>	G	Floresta	0,66	0,005 *
<i>Nylanderia sp7</i>	G	Floresta	0,61	0,020 *
Myrmicinae (8)				
<i>Carebara sp1</i>	PHG	Floresta + Roçado	0,59	0,035 *
<i>Cyphomyrmex sp1</i>	CF	Pasto	0,60	0,005 *
<i>Pheidole sp25</i>	G	Roçado	0,55	0,005 *
<i>Pheidole sp27</i>	G	Pasto + Roçado	0,69	0,015 *
<i>Solenopsis sp1</i>	PHG	Floresta	0,66	0,005 *
<i>Solenopsis sp5</i>	PHG	Roçado	0,73	0,005 *
<i>Solenopsis invicta</i> (Buren, 1972)	MPE	Pasto	0,81	0,005 *
<i>Solenopsis sp13</i>	PHG	Roçado	0,63	0,015 *

Legenda: Encontramos 20 morfoespécies indicadoras de ambiente. A coluna “Taxa” representa as três subfamílias de formigas e suas respectivas morfoespécies. A coluna “Grupo funcional” indica os cinco grupos funcionais ao quais essas morfoespécies são classificadas: grandes predadoras epigéicas (GPE); espécies generalistas (G); médias predadoras epigéicas (MPE); pequenas hipogéicas generalistas (PHG); cultivadoras de fungos (CF). A coluna “Ambiente” mostra os ambientes ao quais as morfoespécies são indicadoras. As colunas “InVal” e “Valor de p” indicam os valores de indicação de cada morfoespécie ao ambiente e o valor de $p < 0,05$, respectivamente.

Fonte: Do autor (2021).