



ESTADO DE MATO GROSSO
SECRETARIA DE ESTADO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE DO ESTADO DE MATO GROSSO
PRPPG - PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
CAMPUS UNIVERSITÁRIO DE TANGARÁ DA SERRA
PPGASP – PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
AMBIENTE E SISTEMAS DE PRODUÇÃO AGRÍCOLA



**EFEITOS DAS CARACTERÍSTICAS DAS PAISAGENS AGRÍCOLAS SOBRE
POMPILÍDEOS (HYMENOPTERA: POMPILIDAE) E NOCTUÍDEOS
(LEPIDOPTERA: NOCTUIDAE) EM CULTIVOS DE SOJA NA INTERFACE
AMAZÔNIA-CERRADO DE MATO GROSSO**

TANGARÁ DA SERRA/MT- BRASIL

2024



ESTADO DE MATO GROSSO
SECRETARIA DE ESTADO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE DO ESTADO DE MATO GROSSO
PRPPG - PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
CAMPUS UNIVERSITÁRIO DE TANGARÁ DA SERRA
PPGASP – PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
AMBIENTE E SISTEMAS DE PRODUÇÃO AGRÍCOLA



JEFFERSON MARCELO ARANTES DA SILVA

**EFEITOS DAS CARACTERÍSTICAS DAS PAISAGENS AGRÍCOLAS SOBRE
POMPILÍDEOS (HYMENOPTERA: POMPILIDAE) E NOCTÚÍDEOS
(LEPIDOPTERA: NOCTUIDAE) EM CULTIVOS DE SOJA NA INTERFACE
AMAZÔNIA-CERRADO DE MATO GROSSO**

Dissertação apresentada à Universidade do Estado de Mato Grosso, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação Stricto Sensu em Ambiente e Sistemas de Produção Agrícola para obtenção do título de Mestre.

Orientadora: Danielle Storck Tonnon
Co-orientadora: Mônica Josene Barbosa Pereira

TANGARÁ DA SERRA/MT- BRASIL

2024



ESTADO DE MATO GROSSO
SECRETARIA DE ESTADO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE DO ESTADO DE MATO GROSSO
PRPPG - PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
CAMPUS UNIVERSITÁRIO DE TANGARÁ DA SERRA
PPGASP – PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
AMBIENTE E SISTEMAS DE PRODUÇÃO AGRÍCOLA



© by Jefferson Marcelo Arantes da Silva, 2024

Walter Clayton de Oliveira CRB 1/2049

SILVA, Jefferson Marcelo Arantes.
S586e Efeitos das Características das Paisagens Agrícolas Sobre Pompilídeos (Hymenoptera: Pompilidae) e Noctuídeos (Lepidoptera: Noctuidae) em Cultivos de Soja na Interface Amazônia-Cerrado de Mato Grosso / Jefferson Marcelo Arantes Silva - Tangará da Serra, 2024.
88 f.; 30 cm. (ilustrações) Il. color. (sim)

Trabalho de Conclusão de Curso
(Dissertação/Mestrado) - Curso de Pós-graduação Stricto Sensu (Mestrado Acadêmico) Interdisciplinar em Ambiente e Sistemas de Produção Agrícola, Faculdade de Ciências Agrárias, Biológicas, Engenharia e da Saúde, Câmpus de Tangará da Serra, Universidade do Estado de Mato Grosso, 2024.
Orientador: Danielle Storck Tonnon
Coorientador: Mônica Josene Barbosa Pereira

1. Serviços Ecosistêmicos. 2. Desserviços Ecosistêmicos. 3. Ecologia de Paisagem. 4. Agroecossistemas. 5. Biodiversidade.
I. Jefferson Marcelo Arantes Silva. II. Efeitos das Características das Paisagens Agrícolas Sobre Pompilídeos (Hymenoptera: Pompilidae) e Noctuídeos (Lepidoptera: Noctuidae) em Cultivos de Soja na Interface Amazônia-Cerrado de Mato Grosso: .
CDU 502



ESTADO DE MATO GROSSO
SECRETARIA DE ESTADO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE DO ESTADO DE MATO GROSSO
PRPPG - PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
CAMPUS UNIVERSITÁRIO DE TANGARÁ DA SERRA
PPGASP – PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
AMBIENTE E SISTEMAS DE PRODUÇÃO AGRÍCOLA



JEFFERSON MARCELO ARANTES DA SILVA

**EFEITOS DAS CARACTERÍSTICAS DAS PAISAGENS AGRÍCOLAS SOBRE
POMPIÍDEOS (HYMENOPTERA: POMPIÍDAE) E NOCTÚÍDEOS
(LEPIDOPTERA: NOCTUIDAE) EM CULTIVOS DE SOJA NA INTERFACE
AMAZÔNIA-CERRADO DE MATO GROSSO**

Dissertação apresentada à Universidade do Estado de Mato Grosso, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação Stricto Sensu em Ambiente e Sistemas de Produção Agrícola para obtenção do título de Mestre.

Aprovada em 27 de março de 2024.

Banca Examinadora

Documento assinado digitalmente
DANIELLE STORCK TONON
Data: 12/04/2024 16:04:05-0300
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Profª. Dra. Danielle Storck Tonon
Orientadora
Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT

Documento assinado digitalmente
ALESSANDRA REGINA BUTNARIU
Data: 12/04/2024 18:32:38-0300
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Profª. Dra. Alessandra Regina Butnariu
Membro Interno
Universidade do estado de Mato Grosso – UNEMAT

Documento assinado digitalmente
ALEXANDRE SPECHT
Data: 12/04/2024 12:47:26-0300
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Prof. Dr. Alexandre Specht
Membro externo
Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA

TANGARÁ DA SERRA/MT – BRASIL

2024



ESTADO DE MATO GROSSO
SECRETARIA DE ESTADO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE DO ESTADO DE MATO GROSSO
PRPPG - PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
CAMPUS UNIVERSITÁRIO DE TANGARÁ DA SERRA
PPGASP – PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
AMBIENTE E SISTEMAS DE PRODUÇÃO AGRÍCOLA



DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho aos impetuosos, os inconformados, aqueles que não aceitam o fatalismo como única possibilidade de futuro, mas que todos os dias lutam para a construção de um mundo melhor para todas as pessoas. À vocês toda a coragem e força, o caminho não será fácil, por vezes desistir será uma opção, mas nesses momentos se lembre que de difícil em difícil faremos o impossível!

Jefferson Marcelo A. da Silva, 2024.



ESTADO DE MATO GROSSO
SECRETARIA DE ESTADO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE DO ESTADO DE MATO GROSSO
PRPPG - PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
CAMPUS UNIVERSITÁRIO DE TANGARÁ DA SERRA
PPGASP – PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
AMBIENTE E SISTEMAS DE PRODUÇÃO AGRÍCOLA



AGRADECIMENTOS

Agradeço a todas as pessoas que fizeram parte da minha jornada e que brilhantemente me acompanham e tornam meus dias nesse mestrado uma grande experiência, que pretendo levar por todos os dias de minha vida. Sem as pessoas que passaram pela minha vida nesse período, essa seria uma experiência meramente tecnicista, mas acredito que esse momento me permitiu alcançar novos patamares pessoais e profissionais.

Deixo um agradecimento profundo aos meus familiares que me deram ajuda e suporte para que essa fase fosse possível, mãe, pai e irmãos (Jennifer e Josué), vocês são muito importantes para mim e com certeza tenho muita sorte de ter nascido nessa família. Ao meu denguinho, Murilo Rocha, mesmo que tenha chegado da metade para o final desse processo, saiba que você me ajudou demais a me lembrar de estar vivo. Sei que foi estranha a forma como tudo aconteceu e até meio rápida, mas de qualquer forma foi incrível, como tudo o que envolve você. Agradeço aos meus amigos que foram para mim como um porto seguro, me apoiando nos momentos de tristeza, Victor, Mayke, Nayane, Eliza, Kamilla, Dani e Marcos, vocês estarão sempre em meu coração.

Agradeço aos professores da graduação e do mestrado por me ajudarem nas minhas dúvidas, me indicarem meus erros e sempre me auxiliarem na construção de soluções. Devo deixar menções especiais a minha orientadora profa. Dra. Danielle Storck, a minha coorientadora profa. Dra. Mônica Josene e ao senhor Dr. Ricardo José que aguentaram minha torrente de ideias e brilhantemente me orientaram na construção desse trabalho. Sem vocês esse trabalho seria um amontoado de um monte de coisa, mas com a ajuda de vocês e suas incisivas pontuações pude me tornar um pesquisador melhor do que quando iniciei.

Agradeço também aos meus colegas que vieram antes de mim nessa jornada no projeto Rede Bioagro. Aqueles que foram à campo nas primeiras campanhas e que coletaram os dados me oferecendo a possibilidade de ter mais tempo analítico dentro desse mestrado. Deixo citados José Victor, Ricardo, Anildo, Robson e Camila que foram à campo e tornaram esse projeto tão lindo, sem vocês esse trabalho não existiria. Às coordenadoras desse projeto Prof. Mônica e Prof. Danielle, vocês conduziram esse trabalho de maneira grandiosa e ajudaram a orquestrar uma linda sinfonia que tocará para a posteridade, nossos resultados com certeza promoverão grandes mudanças.

Eu com certeza sou muito grato a toda essa experiência e esse período mudou a maneira como eu enxergo a minha possibilidade de carreira na ciência. Espero que todo esse processo que me ajudou tanto me leve a lugares novos e me permita viver e construir, junto a meus colegas pesquisadores, um mundo melhor, mais inclusivo e justo para todas as pessoas.



ESTADO DE MATO GROSSO
SECRETARIA DE ESTADO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE DO ESTADO DE MATO GROSSO
PRPPG - PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
CAMPUS UNIVERSITÁRIO DE TANGARÁ DA SERRA
PPGASP – PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
AMBIENTE E SISTEMAS DE PRODUÇÃO AGRÍCOLA



SUMÁRIO

1. Introdução Geral.....	1
1.2. Referências	4
2. Perda de diversidade de vespas caçadoras de aranhas (Hymenoptera: Pompilidae) induzida pela cultura da soja na Amazônia brasileira, no Cerrado e em zonas de transição	10
2.1. Introdução	11
2.2. Material e Métodos	13
2.3. Resultados	16
2.4. Discussão	20
2.5. Conclusão	26
2.6. Referências	26
2.7. Apêndices.....	38
3. Dinâmica da paisagem sobre a abundância e biomassa de Noctuidae (Lepidoptera: Noctuoidea) em cultivos de soja e habitats nativos adjacentes na Amazônia e Cerrado de Mato Grosso.....	54
3.1. Introdução	55
3.2. Material e Métodos	56
3.3. Resultados	59
3.4. Discussão	62
3.5. Conclusão	68
3.6. Referências	68
3.7. Apêndices.....	77
4. Considerações Finais	81
4.1 Referências	81



ESTADO DE MATO GROSSO
SECRETARIA DE ESTADO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE DO ESTADO DE MATO GROSSO
PRPPG - PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
CAMPUS UNIVERSITÁRIO DE TANGARÁ DA SERRA
PPGASP – PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
AMBIENTE E SISTEMAS DE PRODUÇÃO AGRÍCOLA



RESUMO

A produção agrícola tem sido um componente essencial para a economia brasileira, já que o país tem se consolidado em uma posição de agroexportador de commodities agrícolas, como soja, milho, algodão e girassol, que são culturas altamente dependentes de serviços ecossistêmicos. A soja em especial é muito beneficiada pela presença de polinizadores, inimigos naturais e agentes cicladores de nutrientes do solo e esses auxiliam no incremento de produtividade. Muitos prestadores de serviços ecossistêmicos se abrigam na vegetação adjacente às lavouras e, embora esses habitats nativos também possam servir como repositório e refúgio para pragas em períodos de entressafra, a prestação dos serviços é dependente da presença, tamanho e grau de conservação destes em escala local e regional. Por conta disso, este trabalho foi dividido em dois capítulos que visam: 1) Investigar o efeito do avanço do cultivo de soja sobre a diversidade de Pompilidae; e 2) Entender a resposta da paisagem agrícola sobre mariposas da família Noctuidae. Esses estudos foram realizados em 100 paisagens agrícolas com produção de soja, de Mato Grosso, em áreas de Amazônia, Cerrado e na transição desses biomas. Nossa pesquisa se soma a outros trabalhos prévios e apresenta maiores informações acerca da resposta de organismos relevantes às paisagens agrícolas, oferecendo subsídios para o processo de tomada de decisão para a formatação dos agroecossistemas, visando formar sistemas agrícolas que conciliem a alta produtividade agrícola à conservação da biodiversidade.

Palavras-chave: Serviços Ecossistêmicos. Desserviços Ecossistêmicos. Ecologia de Paisagem. Agroecossistemas. Biodiversidade. Mudança de uso de solo.



ESTADO DE MATO GROSSO
SECRETARIA DE ESTADO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE DO ESTADO DE MATO GROSSO
PRPPG - PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
CAMPUS UNIVERSITÁRIO DE TANGARÁ DA SERRA
PPGASP – PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
AMBIENTE E SISTEMAS DE PRODUÇÃO AGRÍCOLA



ABSTRACT

Agricultural production has been an essential component of the Brazilian economy, as the country has consolidated itself as a major exporter of agricultural commodities such as soybeans, corn, cotton, and sunflower, which are highly dependent on ecosystem services. Soybeans, in particular, benefit greatly from the presence of pollinators, natural enemies, and soil nutrient cycling agents, which contribute to increased productivity. Many ecosystem service providers inhabit the vegetation adjacent to crops, and although these native habitats may also serve as reservoirs and refuges for pests during the offseason, the provision of services depends on the presence, size, and degree of conservation of these habitats at both local and regional scales. Because of this, this work has been divided into two chapters aimed at: 1) Investigating the effect of soybean cultivation expansion on Pompilidae diversity; and 2) Understanding the response of agricultural landscapes on Noctuidae moth species. These studies were conducted in 100 agricultural landscapes with soybean production in Mato Grosso, covering areas of the Amazon, Cerrado, and transitional biomes. Our research adds to previous work and provides further insights into the response of relevant organisms to agricultural landscapes, offering support for decision-making processes in shaping agroecosystems, aiming to create agricultural systems that reconcile high agricultural productivity with biodiversity conservation.

Keywords: Ecosystem Services. Ecosystem Disservices. Landscape Ecology. Agroecosystems. Biodiversity. Land Use Change.

1. Introdução Geral

A agricultura desempenha um papel essencial para a organização das sociedades humanas, sendo responsável pela produção de alimentos, combustíveis e fibras (Food and Agriculture Organization of the United Nations *et al.*, 2022). A produção de alimentos ganhou destaque nas últimas décadas, na medida em que as cadeias globais de valor ampliaram suas demandas, principalmente por grãos que devem apresentar expressivo incremento aumento produtivo global, de até 56% (Dijk *et al.*, 2021). A soja (*Glycine max* (L.) Merr.) é um dos grãos mais cultivados no mundo, e embora globalmente distribuída, o Brasil concentra $\cong 40\%$ da produção (United States Department of Agriculture, 2023). O país vivenciou um grande incremento da área plantada durante os ciclos de valorização dos preços nos anos 2000, gerando conversões de cobertura vegetal nativa para a produção (Song *et al.*, 2021; Zalles *et al.*, 2021).

Essa conversão de habitat nativo, principalmente para atividade agropecuária, representa uma perda alta da biodiversidade global (Caro *et al.*, 2022; Powers e Jetz, 2019). O setor agropecuário é o maior responsável pela perda de biodiversidade (Raven e Wagner, 2021; Song *et al.*, 2021). Essa perda de biodiversidade está afetando mamíferos (Lemes, Andrade e Loyola, 2020) e de polinizadores (Giannini *et al.*, 2017), o que coloca o Brasil numa posição alarmante, trazendo consequências irreversíveis. Já que essas atividades são altamente dependente de Serviços Ecossistêmicos para o seu desenvolvimento e garantia de produtividade (Power, 2010; Zhang *et al.*, 2007). Esses serviços são mediados pelos ecossistemas e por sua diversidade, de forma sinérgica (Ceașu *et al.*, 2021).

Para a agricultura, os serviços de estruturação de solo, ciclagem de nutrientes (Baer e Birgé, 2018), controle de pragas (Settele e Settle, 2018) e polinização (Moreaux *et al.*, 2022) são essenciais e, muitas vezes, não contabilizados dentro dos custos de produção e apresentam dificuldades em serem manejados (Garibaldi *et al.*, 2021). Porém, para uma prestação adequada desses serviços, são necessárias uma série de condições específicas que viabilizem a presença e permanência dos agentes prestadores, como já foram verificadas para vespas sociais (Ferreira *et al.*, 2020; Oliveira *et al.*, 2022), abelhas (Ferreira *et al.*, 2022; Monasterolo *et al.*, 2015), besouros rola-bosta (Machado *et al.*, 2023) e formigas (Przybyszewski *et al.*, 2022). Além disso

outros grupos também desempenham importantes funções dentro dos sistemas agrícolas (Brock, Cini e Sumner, 2021; Rader *et al.*, 2016).

Dentro dos grupos de insetos que podem visitar os cultivos de soja, as vespas da família Pompilidae (Hymenoptera: Pompilioidea) representam um interessante caso de organismos dentro dos sistemas agrícolas (Hirsch e Wolters, 2003). Essas vespas caçadoras e parasitoides de aranhas são um grupo cosmopolita e altamente diversificado na região Neotropical (Fernández, 2000; Fernández *et al.*, 2022). Apesar disso, poucos trabalhos investigam suas relações dentro dos sistemas agrícolas para entender seu papel dentro desses sistemas e o impacto do avanço das monoculturas sobre o grupo.

Porém, apesar da biodiversidade e dos ambientes nativos serem altamente ligados aos benefícios à agricultura (Schwartz *et al.*, 2000), atualmente sabe-se que existem também organismos e/ou processos naturais que promovem perdas consideráveis de produção, são chamados de desserviços ecossistêmicos (Guo, Song e Dong, 2022). Na agricultura, organismos nativos ou exóticos são responsáveis por uma série de danos aos cultivos, sendo denominados então como pragas, como plantas competidoras, animais que causam danos e doenças que podem afetar as culturas e reduzir sua produtividade (Fontes e Valadares-Inglis, 2020; Zhang *et al.*, 2007). Existe uma dificuldade para lidar com esses desserviços pois os sistemas agrícolas apresentam baixa resiliência ambiental (Wu, Li e Li, 2021).

Um desses grupos presentes dentro desses sistemas agrícolas com alta incidência são as lagartas, principalmente da família Noctuidae (Lepidoptera: Noctuoidea) (Biswas, 2013; Carneiro *et al.*, 2018). Essas mariposas apresentam ampla distribuição e com o avanço da homogeneização dos cultivos agrícolas, elas tem conseguido ampliar ainda mais a sua presença dentro de culturas (Wang *et al.*, 2023; Zhang, Y. *et al.*, 2023). Esses organismos apresentam características que os permitem ser eficientes em aproveitar os recursos disponibilizados pelas matrizes agrícolas, se multiplicando de forma alarmante e sendo pragas de difícil controle (Ge *et al.*, 2021; Paredes-Sánchez *et al.*, 2021; Wyckhuys *et al.*, 2024). E um fator que pode favorecer esses insetos é o fato de que eles conseguem se aproveitar de plantas espontâneas e até mesmo transformarem os ambientes nativos em repositórios dessas espécies-praga (Favetti *et al.*, 2017; Montezano *et al.*, 2018; Specht *et al.*, 2005).

Entende-se a necessidade de uma visão mais aprofundada acerca da relação entre serviços e desserviços ecossistêmicos para realizar o balanço e uma melhor gestão de lucros e externalidades (Zhang *et al.*, 2007). Haan, Zhang e Landis (2020) verificaram que existe uma forte relação entre a presença de habitats naturais e seminaturais para a presença de uma sequência grande de táxons, porém, esse padrão não está diretamente associado a uma supressão completa das populações de pragas, mas dá indicativos de que, dentro de sistemas com alto grau de antropização (como são os cultivos de soja em Mato Grosso), deve existir uma sinergia entre o manejo da propriedade e os serviços. Isso envolve um planejamento amplo e o entendimento dos serviços ecossistêmicos de que se beneficia, os desserviços que afetam a atividade econômica e manejá-los, de forma a minimizar as perdas e maximizar os ganhos (Power, 2010). Uma dessas dificuldades nesse caso é o uso de pesticidas, tido como um fator de dificuldade no estabelecimento de insetos benéficos, mas que é necessário para o controle das pragas (Evans *et al.*, 2018).

A humanidade e os seus sistemas de cultivos, precisam lidar com um grande desafio, como expandir a produção agrícola de forma a fornecer alimentos, combustíveis e fibras, para evitar choques econômicos de oferta/demanda para uma população em crescimento e, ainda assim, garantir uma desaceleração (quicá interrupção) da perda de biodiversidade em nível global, aproveitando melhor os Serviços Ecossistêmicos, minimizando os Desserviços dentro desse processo, visando conciliar a produção agrícola, a garantia de Segurança e Soberania Alimentar e a conservação da biodiversidade nativa. Entendendo os desafios propostos para esse período histórico e a urgência de uma mudança no cenário produtivo para um sistema agrícola mais sustentável, essa dissertação buscou fortalecer esse processo de mudança no contexto de paisagem, em dois sentidos claros, que se tornaram os dois capítulos desse trabalho: o primeiro é entender o efeito da substituição da matriz de habitat nativo para cultivos de soja sobre a biodiversidade nativa e o segundo buscar encontrar indícios de como a gestão das paisagens pode ajudar no controle de pragas agrícolas em Mato Grosso.

1.2. Referências

BAER, S. G.; BIRGÉ, H. E. **Soil ecosystem services: an overview**. In: REICOSKY, D. (Ed.). *Managing soil health for sustainable agriculture*. Cambridge: Burleigh dodds, 2018. p. 17–38. DOI: <https://doi.org/10.19103/AS.2017.0033.02>

BISWAS, G. C. Insect Pests Of Soybean (Glycine Max L.), Their Nature Of Damage And Succession With The Crop Stages. *Journal of the Asiatic Society of Bangladesh Science*, v. 39, n. 1, p. 1-7, ago., 2013. DOI: <http://dx.doi.org/10.3329/jasbs.v39i1.16027>

BROCK, R. E.; CINI, A.; SUMNER, S. Ecosystem services provided by aculeate wasps. **Biological Reviews**, v. 96, n. 4, p. 1645–1675, ago. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1111/brv.12719>

CARNEIRO, E. *et al.* Lepidopteran pests associated with the soybean cultivars phenology. **Bioscience Journal**, v. 34, n. 1, p. 112-121, p. 112–121, 2018. DOI: <http://dx.doi.org/10.14393/BJ-v34n1a2018-37172>

CARO, T. *et al.* An inconvenient misconception: Climate change is not the principal driver of biodiversity loss. **Conservation Letter**, v. 15, n. 12868, p. 1–6, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1111/conl.12868>

CEAUȘU, S. *et al.* Ecosystem service mapping needs to capture more effectively the biodiversity important for service supply. **Ecosystem Services**, v. 48, n. 101259, p. 1-10, abr. 2021. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2021.101259>

DIJK, M. VAN *et al.* A meta-analysis of projected global food demand and population at risk of hunger for the period 2010–2050. **Nature Food**, v. 2, n. 7, p. 494–501, jul. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1038/s43016-021-00322-9>

EVANS, A. N. *et al.* Indirect effects of agricultural pesticide use on parasite prevalence in wild pollinators. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 258, n. 1, p. 40–48, abr. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.02.002>

FAVETTI, B. M. *et al.* Pearl Millet: A Green Bridge for Lepidopteran Pests. **Journal of Agricultural Science**, v. 9, n. 6, p. 92, maio 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.5539/jas.v9n6p92>

FERNÁNDEZ, F. Avispas Cazadoras de Arañas (Hymenoptera: Pompilidae) de la Región Neotropical. **Biota Colombiana**, v. 1, n. 1, p. 3–24, 2000.

FERNÁNDEZ, F. *et al.* Twenty two years later: An updated checklist of Neotropical spider wasps (Hymenoptera: Pompilidae). **Zootaxa**, v. 5116, n. 4, p. 451–503, 22 mar. 2022. DOI: <https://doi.org/10.11646/zootaxa.5116.4.1>

FERREIRA, J. V. A. *et al.* Critical role of native forest and savannah habitats in retaining neotropical pollinator diversity in highly mechanized agricultural landscapes. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 338, n. 108084, p. 1–10, out. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.108084>

FERREIRA, J. V. A. *et al.* Effect of habitat amount and complexity on social wasps (Vespidae: Polistinae): implications for biological control. **Journal of Insect Conservation**, v. 24, n. 4, p. 613–624, ago. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10841-020-00221-7>

FONTES, E. M. G.; VALADARES-INGLIS, M. C. **Controle Biológico de Pragas da Agricultura**. Brasília: EMBRAPA, 2020.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **The State of Food Security and Nutrition in the World 2022**. Roma: FAO, 2022.

GARIBALDI, L. A. *et al.* Time to Integrate Pollinator Science into Soybean Production. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 36, n. 7, p. 573–575, jul. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2021.03.013>

GE, S. *et al.* Potential trade-offs between reproduction and migratory flight in *Spodoptera frugiperda*. **Journal of Insect Physiology**, v. 132, p. 104248, jul. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jinsphys.2021.104248>

GIANNINI, T. C. *et al.* Projected climate change threatens pollinators and crop production in Brazil. **PLOS ONE**, v. 12, n. 8, p. 1–13, 9 ago. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0182274>

GUO, R. Z.; SONG, Y.-B.; DONG, M. Progress and Prospects of Ecosystem Disservices: An Updated Literature Review. **Sustainability**, v. 14, n. 16, p. 10396–10407, ago. 2022. DOI: <https://doi.org/10.3390/su141610396>

HAAN, N. L.; ZHANG, Y.; LANDIS, D. A. Predicting Landscape Configuration Effects on Agricultural Pest Suppression. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 35, n. 2, p. 175–186, fev. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2019.10.003>

HIRSCH, M.; WOLTERS, V. Response of aculeate Hymenoptera to spatial features of an agricultural landscape. **Journal for Nature Conservation**, v. 11, n. 3, p. 179–185, jan. 2003. DOI: <https://doi.org/10.1078/1617-1381-00045>

LEMES, L.; ANDRADE, A. F. A. DE; LOYOLA, R. Spatial priorities for agricultural development in the Brazilian Cerrado: may economy and conservation coexist? **Biodiversity and Conservation**, v. 29, n. 5, p. 1683–1700, abr. 2020. DOI: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10531-019-01719-6>

MACHADO, A. F. *et al.* Severe simplification of the structure of dung beetle assemblages in neotropical soybean croplands regardless of the native vegetation domain. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 357, n. 108654, p. 1–12, nov. 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2023.108654>

MONASTEROLO, M. *et al.* Soybean crops may benefit from forest pollinators. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 202, p. 217–222, abr. 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2015.01.012>

MONTEZANO, D. G. *et al.* Host Plants of *Spodoptera frugiperda* (Lepidoptera: Noctuidae) in the Americas. **African Entomology**, v. 26, n. 2, p. 286–300, set. 2018. DOI: <http://dx.doi.org/10.4001/003.026.0286>

MOREAUX, C. *et al.* The value of biotic pollination and dense forest for fruit set of Arabica coffee: A global assessment. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 323, n. 107680, p. 1–12, jan. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107680>

OLIVEIRA, N. S. DE *et al.* The importance of legal reserve for predator social wasp diversity in an agroecosystem in the Brazilian Cerrado. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 21, n. 47, p. 1–10, dez. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1080/01650521.2022.2147045>

PAREDES-SÁNCHEZ, F. A. *et al.* Advances in control strategies against spodoptera frugiperda. A review. **Molecules**, v, 26, n. 18, p. 5587-5590, set., 2021. DOI: <https://doi.org/10.3390%2Fmolecules26185587>

POWER, A. G. Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 365, n. 1554, p. 2959–2971, set. 2010. DOI: <https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0143>

POWERS, R. P.; JETZ, W. Global habitat loss and extinction risk of terrestrial vertebrates under future land-use-change scenarios. **Nature Climate Change**, v. 9, n. 4, p. 323–329, mar. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41558-019-0406-z>

PRZYBYSZEWSKI, K. R. *et al.* Legal reserves ensure alpha and beta ant diversity in highly modified agricultural landscapes. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 20, n. 4, p. 330–337, out. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/J.PECON.2022.08.001>

RADER, R. *et al.* Non-bee insects are important contributors to global crop pollination. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 113, n. 1, p. 146–151, jan. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1073%2Fpnas.1517092112>

RAVEN, P. H.; WAGNER, D. L. Agricultural intensification and climate change are rapidly decreasing insect biodiversity. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 118, n. 2, p. 1–6, jan. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1073/PNAS.2002548117>

SCHWARTZ, M. W. *et al.* Linking biodiversity to ecosystem function: implications for conservation ecology. **Oecologia**, v. 122, n. 3, p. 297–305, fev. 2000. DOI: <https://doi.org/10.1007/s004420050035>

SETTELE, J.; SETTLE, W. H. Conservation biological control: Improving the science base. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of**

America, v. 115, n. 33, p. 8241–8243, ago. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1073%2Fpnas.1810334115>

SONG, X. P. *et al.* Massive soybean expansion in South America since 2000 and implications for conservation. **Nature Sustainability**, v. 4, n. 9, p. 784–792, set. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41893-021-00729-z>

SPECHT, A. *et al.* Noctuídeos (Lepidoptera, Noctuidae) coletados em quatro Áreas Estaduais de Conservação do Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 49, n. 1, p. 130–140, mar. 2005. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0085-56262005000100015>

UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE. **Soybean Explorer**. USDA, 2023. Disponível: <https://ipad.fas.usda.gov/cropexplorer/cropview/commodityView.aspx?cropid=2222000>. Acesso em: 4 set. 2023.

WANG, J. *et al.* Migration risk of fall armyworm (*Spodoptera frugiperda*) from North Africa to Southern Europe. **Frontiers in Plant Science**, v. 14, n. 3, p. 1-12, abr. 2023. DOI: <https://doi.org/10.3389/fpls.2023.1141470>

WU, S.; LI, B. V.; LI, S. Classifying ecosystem disservices and valuating their effects - a case study of Beijing, China. **Ecological Indicators**, v. 129, n. 107977, p. 1-9, out. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107977>

WYCKHUYS, K. A. G. *et al.* Global scientific progress and shortfalls in biological control of the fall armyworm *Spodoptera frugiperda*. **Biological Control**, v. 191, n. 105460, p. 1-9, abr. 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2024.105460>

ZALLES, V. *et al.* Rapid expansion of human impact on natural land in South America since 1985. **Science Advances**, v. 7, n. 14, 2 abr. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1126/sciadv.abg1620>

ZHANG, W. *et al.* Ecosystem services and dis-services to agriculture. **Ecological Economics**, v. 64, n. 2, p. 253–260, dez. 2007. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.02.024>

ZHANG, Y. *et al.* Global Potential Geographical Distribution of the Southern Armyworm (*Spodoptera eridania*) under Climate Change. **Biology**, v. 12, n. 7, p. 1–12, jul. 2023.

DOI: <https://doi.org/10.3390/biology12071040>

2. Perda de diversidade de vespas caçadoras de aranhas (Hymenoptera: Pompilidae) induzida pela cultura da soja na Amazônia brasileira, no Cerrado e em zonas de transição

Resumo: O crescimento da mudança no uso da terra para a produção agrícola tem sido um vetor de extinção e homogeneização da biodiversidade, fator que precisa ser melhor estudado já que apresenta efeitos catastróficos sobre a fauna nativa. Neste estudo, investigamos o efeito da conversão de habitats nativos para o cultivo de soja sobre a riqueza, abundância e composição de vespas aranha (Hymenoptera: Pompilidae) na Amazônia, Cerrado e Zonas de Transição. Para isso, foram selecionados 100 cultivos de soja no estado de Mato Grosso, Brasil. Coletamos em habitats nativos (150m), bordas e cultivos de soja (150m) com armadilhas *Malaise*. Neste estudo, coletamos 436 vespas de 94 espécies. O habitat nativo e a borda não diferem entre si em riqueza, mas são superiores ao cultivo. A abundância nas áreas de borda é significativamente superior ao habitat nativo e ao cultivo, que não diferem entre si. A riqueza ou a abundância das vespas não variaram significativamente entre os biomas. A distância espacial entre os pontos de amostragem afetou a composição das vespas no habitat nativo e na borda, mas não na área dos cultivos de soja, indicando uma maior homogeneização. A substituição de habitat afeta a diversidade, embora algumas espécies apresentem a capacidade de utilizar os recursos das paisagens agrícolas, e por isso podem ser atraídas pela monocultura. Além disso, a existência de uma maior dissimilaridade entre os biomas demonstra a necessidade do desenvolvimento de estratégias de preservação para habitats nativos em escala local, visando à criação de paisagens agrícolas menos prejudiciais para conciliar produtividade e conservação.

Palavras-chave: Homogeneização Biótica, Perda de Habitat, Substituição de Habitat, Ecologia da Paisagem.

2.1. Introdução

As vespas caçadoras de aranhas da família Pompilidae (Hymenoptera: Pompilioidea) formam um táxon globalmente distribuído e diversificado, com mais de 4850 espécies descritas em 254 gêneros (Aguiar *et al.*, 2013; Loktionov e Lelej, 2017). Destas, 348 espécies e 38 gêneros foram descritas para o Brasil (Santos e Waichert, 2023). Esses organismos apresentam alta capacidade de dispersão e são ectoparasitoides idiobiontes, embora existam linhagens cenobiontes e cleptoparasitas (Fernández *et al.*, 2022). Essas vespas, após caçarem, paralisam seus hospedeiros com venenos, os conduzem para cavidades pré-existentes ou ninhos escavados no solo onde depositam neles os seus ovos (Auko e Silvestre, 2013; Kurczewski *et al.*, 2020; Waichert *et al.*, 2015).

Esses organismos estão sujeitos à intensificação das taxas de extinções em nível global, provocadas principalmente por perda e a fragmentação de habitats (Caro *et al.*, 2022; Cowie, Bouchet e Fontaine, 2022), que vem afetando vertebrados (Ceballos, Ehrlich e Dirzo, 2017; Luedtke *et al.*, 2023), plantas e fungos (Nic Lughadha *et al.*, 2020; Roux, Le *et al.*, 2019). No entanto, os insetos são um dos grupos mais impactados nesse processo (Lewinsohn *et al.*, 2022), principalmente, pelo avanço dos monocultivos (Raven e Wagner, 2021). Esse processo tem se intensificado pelo crescimento da população humana e da demanda das cadeias globais de valor por commodities, que tem estimulado investimentos para o aumento da produção agrícola (Food and Agriculture Organization of the United Nations *et al.*, 2022). Esse incremento produtivo ocorre principalmente no Brasil e em outros países da América do Sul (Song *et al.*, 2021; Zabel *et al.*, 2019).

A necessidade de alimentos, combustíveis e fibras deve se intensificar e elevar o montante produzido até 2050 (Dijk *et al.*, 2021), porém a alteração de uso de solo em grande escala, para produção agrícola em extensas monoculturas, é um dos principais fatores de aceleração global das taxas de extinção e de homogeneização da biodiversidade (Powers and Jetz, 2019; Rolls *et al.* 2023; Zabel *et al.* 2019). Esse sistemas agrícolas apresentam comunidades mais simplificadas, constituídas por organismos mais generalistas e tolerantes, que conseguem persistir dentro dessas áreas e extrair os recursos necessários para a manutenção de suas populações, o que não ocorre para espécies mais sensíveis (González *et al.*, 2016; González, Salvo e Valladares, 2020). Apesar disso, ainda existem colonizações por espécies advindas

do habitat nativo (González et al. 2016, 2020), criando uma dinâmica de fonte-sumidouro (Leibold et al., 2004).

Por isso, uma das estratégias para contenção do ritmo acelerado de perda de biodiversidade é a adoção de áreas de proteção (Gonçalves-Souza, Verburg e Dobrovolski, 2020; Lewinsohn, 2010). O Brasil, líder mundial na produção de soja (United States Department of Agriculture, 2023), possui as Reservas Legais, fragmentos de vegetação nativa que os produtores são obrigados a manter para garantir a continuidade dos processos biológicos (Brasil, 2012; Metzger et al., 2019). No cenário brasileiro, Mato Grosso se constitui como a região com maior produção de grãos (Companhia Nacional de Abastecimento, 2022) e converteu cerca de 40% de seu território destinada a produção agropecuária (Souza et al., 2020). Essa região única é formada por porções remanescentes de habitat nativo (Reservas Legais, Unidades de Conservação, Territórios Indígenas e Áreas de Preservação Permanente) cercados por extensas áreas de monocultura altamente manejadas e tecnificadas (Barona et al., 2010; Simoes et al., 2020).

Os limites do estado incluem três biomas megadiversos: a Amazônia abrange 54% da área e o Cerrado que representa 39%, o Pantanal ocupa o equivalente a 7% da extensão territorial (Borges, Silveira e Vendramin, 2014). Amazônia e Cerrado são biomas que apresentam uma zona de transição complexa, com limites heterogêneos e uma série de fitofisionomias únicas (Marques et al., 2020). Ambos estão altamente ameaçados pela mudança de uso de solo (Colli et al., 2020; Morton et al., 2006; Newbold et al., 2016; Strassburg et al., 2017). Sua zona de transição, local que abriga uma grande biodiversidade e singular para a conservação, nesse momento se encontra dentro do arco do desmatamento, uma zona de grandes perdas de área para a produção agropecuária, gerando conflito no que tange a conservação (Fearnside, 2017; Marques et al., 2020).

Por conta dessas particularidades da família Pompilidae, propusemos utilizar essas vespas para investigações ecológicas e biogeográficas, buscando entender como respondem a mudanças nos habitats e as dinâmicas espaciais agrícolas. Por isso, neste trabalho, realizamos um inventário da diversidade de Pompilidae em cultivos de soja adjacentes a habitats nativos em uma escala multibioma. A partir disso, buscamos responder as seguintes perguntas: 1) Existem diferenças de riqueza, abundância e composição entre habitats nativo, cultivado com soja adjacente e borda? 2) As assembleias de Pompilidae são afetadas pela transição entre os biomas

Amazônia e Cerrado? 3) Existem implicações espaciais para a estruturação das assembleias de Pompilidae em áreas nativas e cultivos de soja?

2.2. Material e Métodos

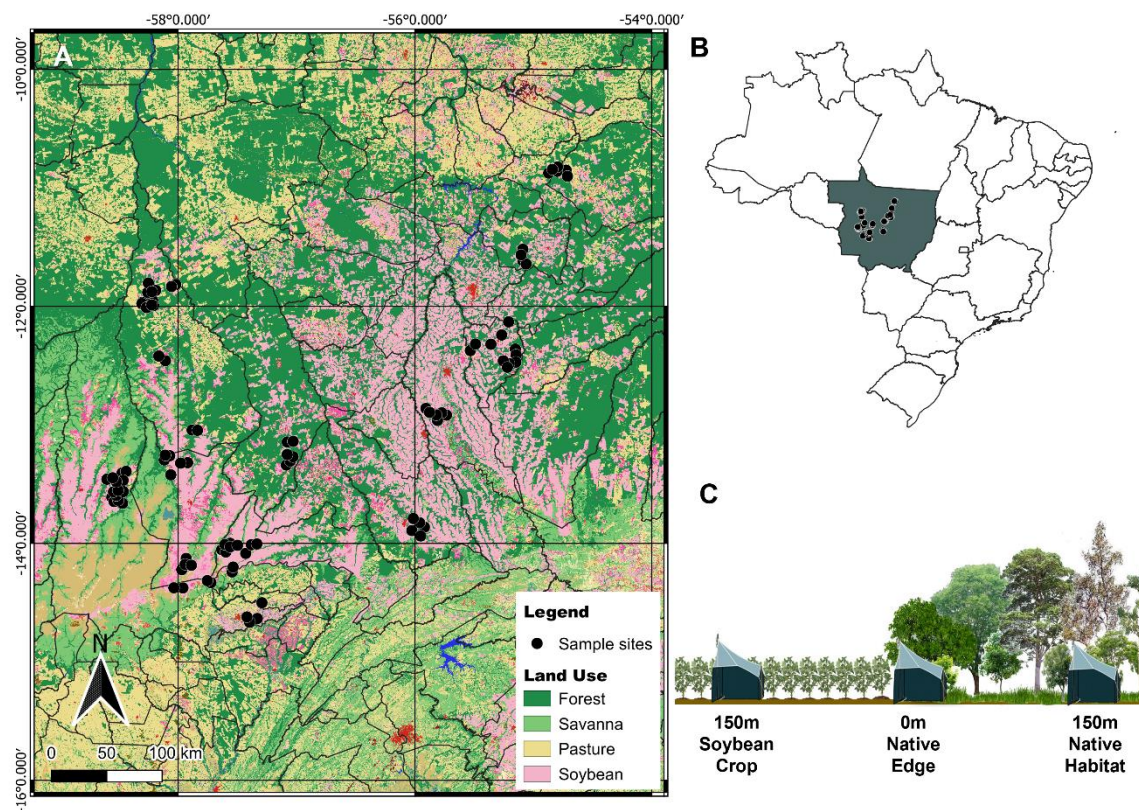
2.2.1. Área de Estudo

O estudo foi conduzido nas regiões Sudoeste e Norte do estado de Mato Grosso, Brasil, abrangendo os biomas Amazônia, Cerrado e transição entre eles. A região possui médias de temperatura entre 24 e 30°C, com duas estações bem definidas, seca (abril - agosto) e chuvosa (setembro - março), com pluviosidade média de 1.700mm (Rosa *et al.*, 2007). Essa região é caracterizada pela predominância de extensas monoculturas manejadas de forma mecanizada e com a utilização intensiva de agrotóxicos (Barona *et al.*, 2010; Simoes *et al.*, 2020).

2.2.2. Amostragem das vespas

Foram selecionadas 100 paisagens agrícolas de propriedades rurais produtoras de soja, no início da fase reprodutiva, durante as safras 2018/19 e 2020/21 (Figuras 1A-B; Apêndice A). Para a coleta dos insetos, foram delimitados transectos com três pontos amostrais, um na borda, outro a 150m na soja e o terceiro a 150m na vegetação nativa adjacente. Em cada um desses pontos, foram utilizadas armadilhas Malaise, modelo Townes, que permaneceram instaladas por 48h (Figura 1C). O material foi armazenado em solução de álcool 70% no Laboratório de Entomologia da Universidade do Estado de Mato Grosso (UNEMAT), campus de Tangará da Serra, Mato Grosso. Os pompilídeos foram separados, montados e enviados para identificação por taxonomistas do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA) e do Instituto Nacional da Mata Atlântica (INMA). Atualmente os exemplares estão tombados nas coleções do INPA e da Universidade Federal do Espírito Santo (UFES).

Figura 1. Distribuição espacial, uso da terra dos pontos de amostragem em produtores de soja de Mato Grosso (A-B) e desenho da unidade de amostragem para amostrar vespas caçadoras de aranhas (Hymenoptera: Pompilidae).



Fonte: O autor, 2024.

2.2.3. Classificação dos Biomas e Regiões

Para classificar as fitofisionomias, em cada ponto de borda fizemos um buffer de 5000 m para análise da vegetação. Para as paisagens que continham mais que 80% de floresta categorizamos Amazônia e as com mais de 80% de savana, chamamos Cerrado. As outras áreas com mais de 20% de uma segunda vegetação, denominamos como Transição. As regiões foram definidas conforme a proximidade dos pontos, num raio de até 100 km, podendo abranger diferentes biomas (Apêndice A).

2.2.4. Análise de dados

Para analisar a eficiência amostral, fizemos curvas de acumulação de espécies através da função *iNEXT* (Hsieh, Ma e Chao, 2016). A partir disso, foram

realizadas extrapolações usando os números de Hill (Chao *et al.*, 2014; Chao e Jost, 2012). Realizamos também correlações de Spearman (Fieller, Hartley e Pearson, 1957) entre riqueza (s) e abundância (n), para todo o conjunto de dados e dos habitats e biomas. Também identificamos as frequências (f) das espécies nos sítios amostrais.

Na investigação do efeito dos habitats na riqueza e abundância, utilizamos Modelos Lineares Generalizados Mistos (GLMM's), com distribuição Poisson (ou Quasipoisson, quando necessário) e incluímos o sítio de coleta como fator aleatório. O mesmo procedimento foi realizado para testar o efeito dos biomas, na riqueza e abundância, mas com a região como fator aleatório nos modelos, usando a função *glmer* do pacote *lme4* (Bates *et al.*, 2015). Comparamos ainda os habitats dentro dos biomas. Para complementar as análises, foram calculados os índices de diversidade de Shannon-Wiener (H'), Piellou evenness (J'), Simpson's Index (D) e Inverse Simpson, com enfoque nos habitats e biomas, todos com o pacote *vegan* (Dixon, 2003). Para complementar, foram construídos diagramas de Whitaker a fim de verificar a equitabilidade nos habitats\biomas.

O efeito da distância espacial sobre a composição, foi avaliado usando o teste de Mantel (Legendre, Fortin e Borcard, 2015), a partir de uma matriz euclidiana da distância geográfica entre os pontos de coleta, e uma matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis, da composição entre os pontos, utilizando a função *mantel* e método de correlação de Pearson do pacote *vegan* (Dixon, 2003). Secundariamente, refizemos o procedimento, mas separando por habitat. Para verificar esse efeito em cada habitat, utilizamos a matriz de dissimilaridade e realizamos Modelos Lineares Generalizados (GLM's) com distribuição gaussiana e à posteriori, Testes T de Student pareados com a Correção de Bonferroni.

Na análise dos efeitos de habitats/biomas sobre composição, utilizamos a Análise de Coordenadas Principais (PCoA) com o índice de Bray-Curtis, adotando a função *pcoa* do pacote *ape* (Paradis e Schliep, 2019). Para a verificação da diferença entre habitats e biomas, foram utilizadas a PERMANOVA (função *adonis2*) e a validação dos grupos formados por ela, a partir de uma PERMDISP (função *betadisper*). Buscamos representar as espécies compartilhadas e únicas entre os habitats e biomas por meio de Diagramas de Venn e calculamos a dissimilaridade de Bray-Curtis entre os conjuntos.

Todas as análises foram conduzidas utilizando o software R versão 4.2.1 (R Core Team, 2022), com 5% de significância, e os gráficos construídos com o pacote *ggplot2* (Wickham, 2016).

2.3. Resultados

2.3.1. Padrões Gerais de Diversidade

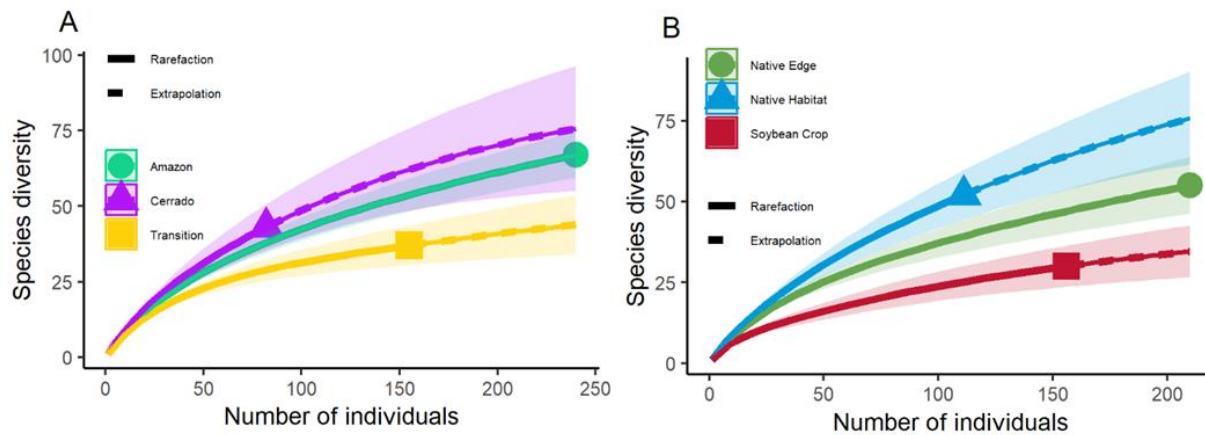
Foram coletados 436 pompilídeos pertencentes a 94 morfoespécies, pertencentes às subfamílias Pompilinae (s=66; n=310), Pepsinae (s=19; n=66), Notocyphinae (s=10; n=39) e Ceropalinae (s=7; n=21) (Apêndice B). Neste trabalho, realizamos a atualização de sete novos gêneros de Pompilidae para Mato Grosso, sendo *Dipogon*, *Hemipepsis*, *Priocnemis*, *Aplochares*, *Aporinellus*, *Epysiron* e *Evagetes*, tendo como base o Catálogo Taxonômico da Fauna Brasileira (Santos e Waichert, 2023).

As espécies mais abundantes foram *Aporus* sp. 1 (n=48; 9.93%), *Anoplius* sp. 2 (n=41; 8.48%) e *Pompilinae* sp. 3 (n=26; 5.38%). A frequência média da presença desses organismos foi de 3,19 unidades amostrais, mas apenas cinco espécies estiveram presentes em mais do que 10 sítios: *Anoplius* sp. 2 (f=22), *Epysiron* sp. (f=22), *Priochilus* sp. 2 (f=22), *Ceropales* sp. 1 (f=22) e *Ageniella* sp. 4 (f=11). Das 94 morfoespécies, 47 (50%) foram restritas a um habitat e 41 (43.67%) foram *singletons* (Apêndice C; Apêndice D). Notamos armadilhas sem vespas, principalmente na transição Amazônia-Cerrado, onde isso ocorreu em mais de 50% das unidades amostrais (Apêndice E).

De acordo com as curvas de acumulação de espécies, o aumento da abundância de vespas revela um incremento da riqueza nos habitats e nos biomas (Figura 2A-B). Essas duas variáveis foram altamente correlacionadas nos biomas, para a Amazônia ($r^2=0.98$; $p<0.01$), Transição ($r^2=0.97$; $p<0.01$) e Cerrado ($r^2=0.96$; $p<0.01$), e nos habitats, nativo ($r^2=0.99$; $p<0.01$), borda ($r^2=0.96$; $p<0.01$) e cultivo de soja ($r^2=0.97$; $p<0.01$).

A abundância relativa da maior parte das espécies foi baixa, no cultivo de soja e na borda, existem espécies com alta abundância, como indicam os diagramas (Apêndice F). Os índices de diversidade (Apêndice G) indicam que esses ambientes apresentam menor diversidade e maior dominância.

Figura 2. Curvas de acumulação de espécies (linha reta), extrapolação por estimadores de riqueza (linha pontilhada) com intervalo de confiança de 95% (área sombreada) da riqueza de vespas caçadoras de aranhas (Hymenoptera: Pompilidae) amostradas em diferentes habitats: nativo, borda e cultivo de soja (A); e biomas: Amazônia, Cerrado e Zonas de Transição (B).

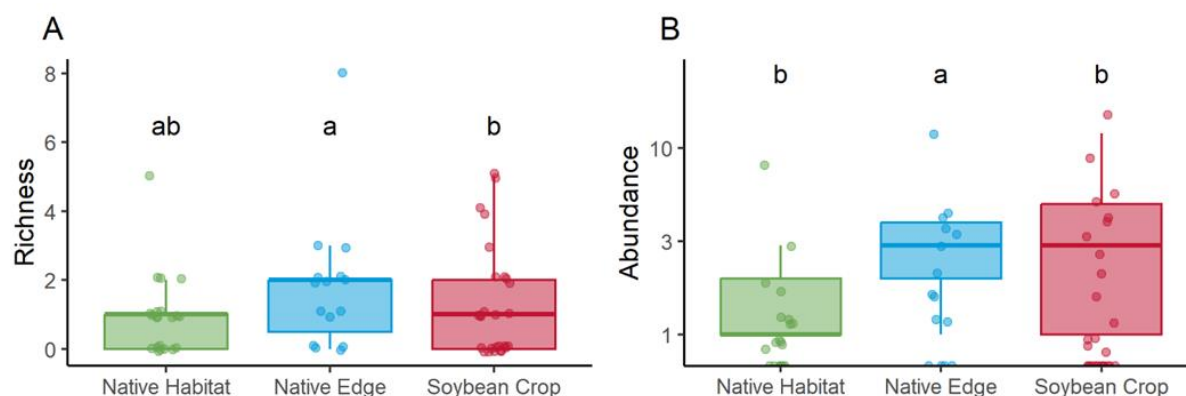


Fonte: O autor, 2024.

2.3.2. Efeito do Habitat

O tipo de habitat interferiu na riqueza (GLMM: $X^2 = 16.17$; $p < 0.01$; Figura 3A). O habitat nativo ($s = 55$) e borda ($s = 52$) não diferiram entre si, e o cultivo de soja apresentou a menor riqueza ($s = 30$). O habitat apresentou efeito para a abundância (GLMM: $X^2 = 42.26$; $p < 0.01$; Figura 3B), a borda foi significativamente superior ($n = 210$) e a cultura ($n = 156$) e o habitat nativo ($n = 111$) não diferiram entre si. O mesmo padrão foi notado nos habitats ao separá-los por Bioma (Apêndice H; Apêndice I).

Figura 3. Riqueza (A) e abundância (B) de vespas caçadoras de aranhas (Hymenoptera: Pompilidae) amostradas em habitat nativo, borda e cultivo de soja. * Diferentes letras indicam diferença significativa nos critérios $p \leq 0.05$.

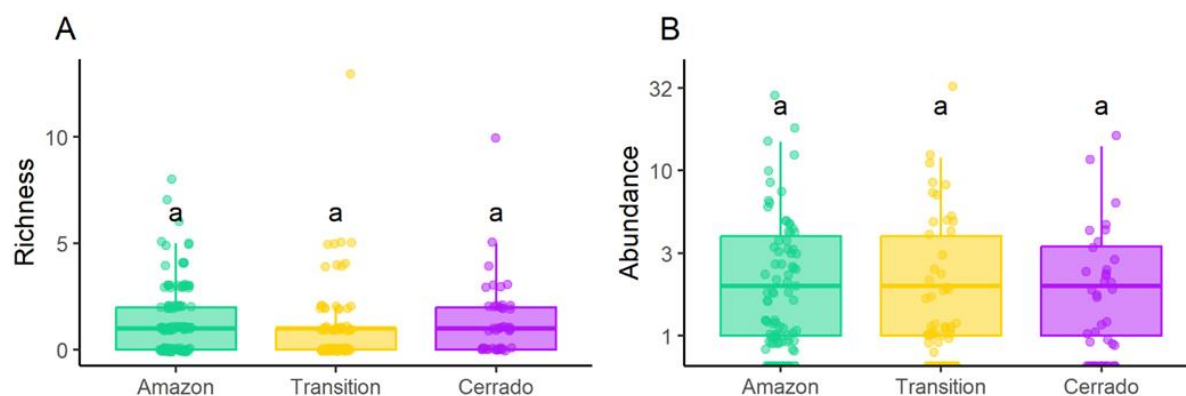


Fonte: O autor, 2024.

2.3.3. Efeito do bioma

Na Amazônia foram identificadas 67 espécies ($n=240$), no Cerrado 43 ($n=82$) e na transição 37 ($n=155$). Porém, o bioma não apresentou efeito para a riqueza ($X^2=1.59$; $p=0.45$) ou abundância (GLMM: $X^2=1.12$ $p=0.57$) (Figura 4 A-B). Nem mesmo quando separados por habitat (Apêndice H; Apêndice I).

Figura 4. Riqueza (A) e abundância (B) de vespas caçadoras de aranhas (Hymenoptera: Pompilidae) amostradas na Amazônia, Cerrado e Zonas de Transição. * Diferentes letras indicam diferença significativa nos critérios $p \leq 0.05$.

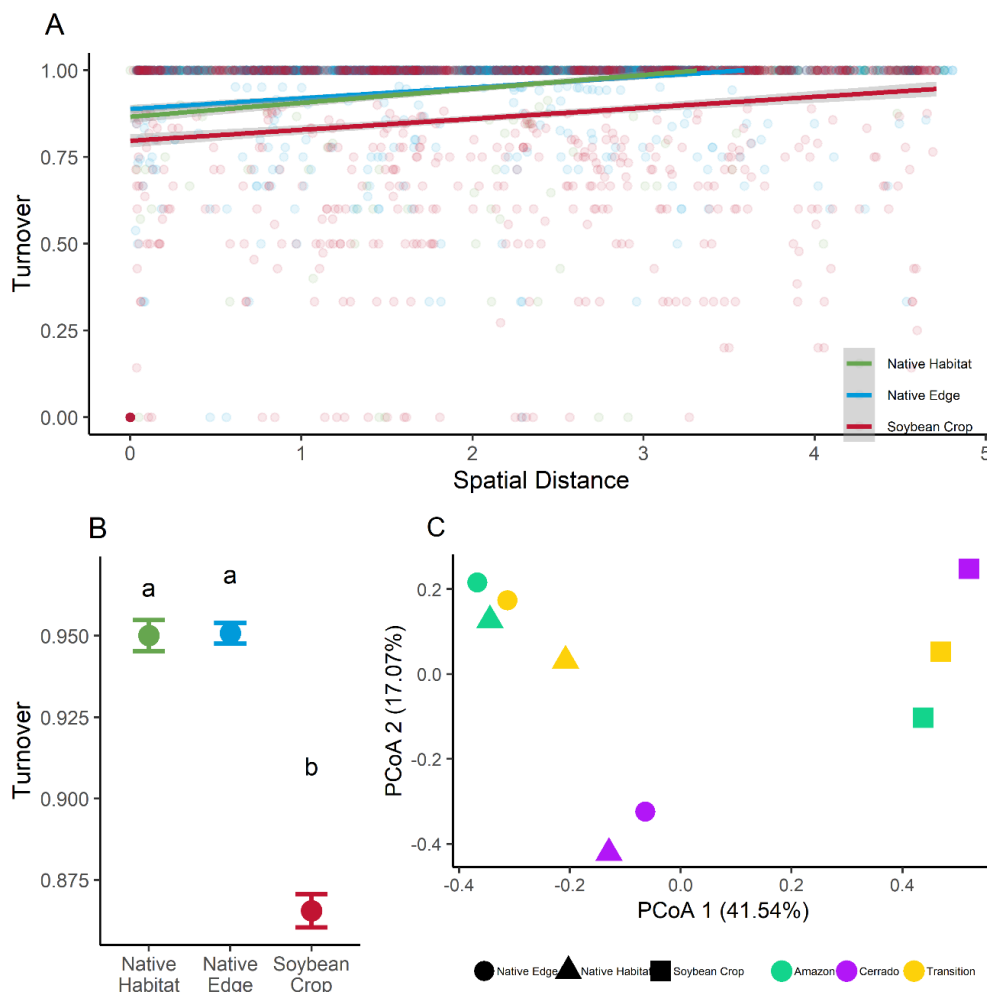


Fonte: O autor, 2024.

2.3.4. Composição e Implicações espaciais

A principal diferença na composição está entre aqueles que são nativos e borda do cultivo (Figura 5C; Apêndice H). Quando analisamos o efeito do bioma na composição de espécies através da Permanova, percebemos que dentro dos habitats não foram detectadas diferenças significativas provocadas pelos biomas. Porém, a Permdisp demonstrou dispersão dentro dos grupos (Apêndice J). Observamos baixo compartilhamento de espécies para os habitats nativos e borda (~ 7%), exceto para as áreas de soja, onde este compartilhamento aumentou para 23.3% (n=7) (Figuras 6D-F).

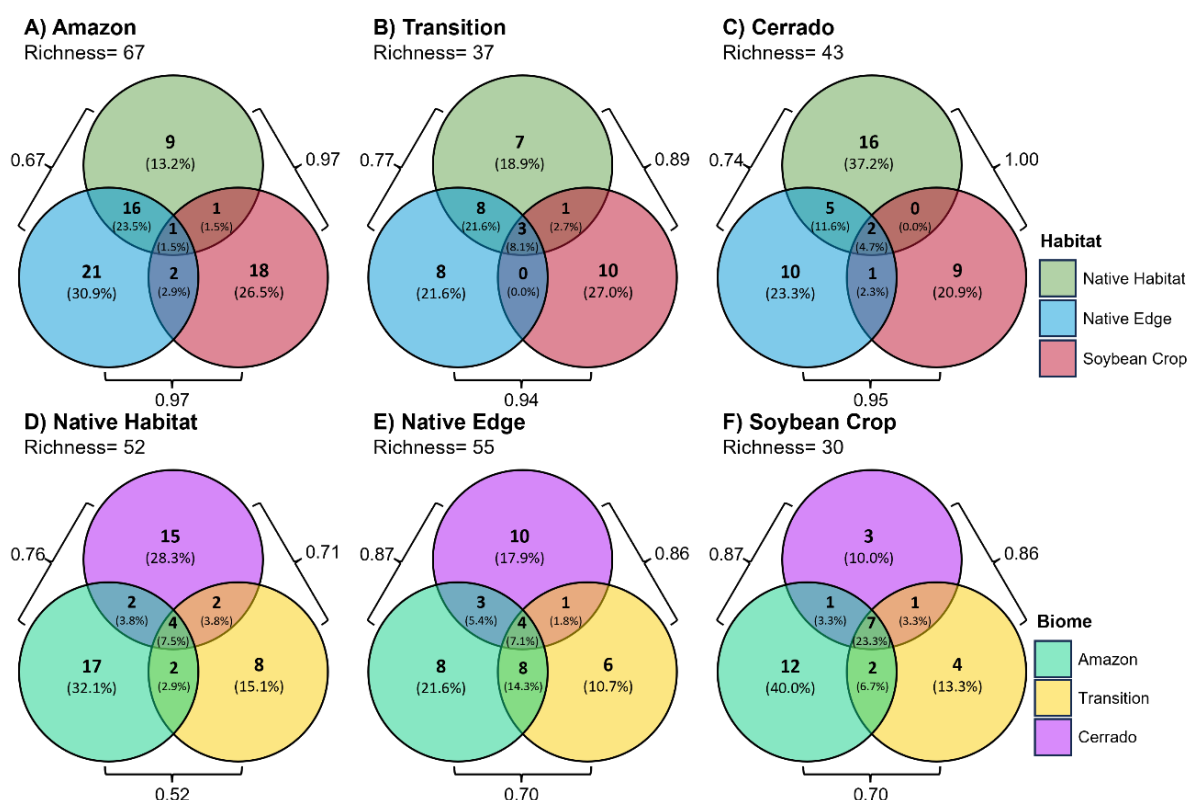
Figura 5. Efeito da distância espacial sobre a composição em habitat nativo, borda e cultivo de soja (A) e comparação entre os habitats (B). Efeito dos biomas e habitats na Análise de Coordenadas Principais (C). * Diferentes letras indicam diferença significativa nos critérios $p \leq 0.05$.



Fonte: O autor, 2024.

O aumento da distância geográfica entre os pontos de coleta afetou significativamente a composição, tornando essas composições mais dissimilares (Mantel: $r=0.04$; $p<0.01$). Esse efeito foi significativo para o interior do habitat nativo (Mantel: $r=0.07$; $p=0.01$) e borda (Mantel: $r=0.06$, $p<0.01$), mas não para a cultura (Mantel: $r=0.05$, $p=0.10$). As dissimilaridades diferiram por conta do habitat e por conta da distância ($p<0.01$), sendo os ambientes nativos mais semelhantes entre si e menos do cultivo de soja (Figura 5A-B).

Figura 6. Diagramas de Venn indicam o compartilhamento de espécies (quantidade e porcentagem) entre habitats nos biomas (A-C) e entre biomas nos habitats (D-F). Nos diagramas, também é indicado a dissimilaridade de Bray-Curtis dos conjuntos.



Fonte: O autor, 2024.

2.4. Discussão

2.4.1. Diversidade de Pompilidae

Neste trabalho, nós realizamos contribuições significativas para o conhecimento da fauna de Pompilidae, sobretudo na maior região produtora de soja

do mundo, Mato Grosso. Até onde sabemos, este é o trabalho com a maior extensão espacial e o único nessa escala multibioma, realizado na Amazônia e Cerrado. Considerando os gradientes fitofisionômicos amostrados, esperávamos encontrar maior riqueza e abundância, comparado a outros estudos (Holzschuh, Steffan-Dewenter e Tscharntke, 2009; Santos, Noll e Brandão, 2014). Entretanto, Santos et al. (2014) coletaram em apenas três ambientes nativos altamente preservados e ricos, associando Malaise e Möericke, e inventariaram 308 indivíduos e 44 espécies, mostrando riqueza 53% menor do que a coletada no nosso trabalho, mas abundância mais próxima, mesmo com menor amplitude geográfica. Por outro lado, Gobatto et al. (2023) coletaram 396 pompilídeos e cinco espécies utilizando ninhos armadilhas em áreas em processo de reflorestamento nas proximidades do rio Paranapanema, na Mata Atlântica.

2.4.2. Efeito da substituição do habitat nativo por um agroecossistema

Os habitats nativos apresentaram em todos os biomas maior riqueza e abundância do que dentro dos cultivos de soja. Esse padrão se deve ao fato de que é nesses ambientes em que esses organismos naturalmente vivem e desenvolvem seus ciclos naturais. Entendendo o padrão de migração de vespas para a cultura de soja (fato que assumimos, pois não existem evidências empíricas do estabelecimento de populações na soja), cabe então entender como funciona essa dinâmica de compartilhamento de espécies entre os habitats.

A principal tese que assumimos nesse trabalho é que a monocultura tem sido um sumidouro de espécies, vindo da fonte (habitats nativos adjacentes), recebendo esses organismos que se dispersam para esses locais como no modelo fonte-sumidouro (Gilroy e Edwards, 2017; Leibold *et al.*, 2004). Essa dinâmica é altamente relevante dentro das abordagens ecológicas, mas esse processo pode afetar a diversidade dentro dos habitats nativos (Gilroy e Edwards, 2017).

Muitas vespas conseguem utilizar os cultivos como local de forrageamento por serem beneficiadas pela forma mais simplificada das paisagens agrícolas (Coudrain, Herzog e Entling, 2013; Hirsch e Wolters, 2003). Porém, isso só acontece mediante a uma quantidade adequada de elementos da paisagem, que as permitam essa utilização da matriz agrícola, como alimento e locais de nidificação (Holzschuh, Steffan-Dewenter e Tscharntke, 2009). Para besouros rola-bosta (Coleoptera:

Scarabaeidae: Scarabaeinae) coletados nos mesmos pontos, foi verificada uma severa simplificação da comunidade no cultivo, que se torna mais intensa conforme aumenta o tempo de conversão dessas áreas para soja (Machado et al. 2023).

Algumas espécies de Pompilidae têm conseguido utilizar paisagens cultivadas, como Hirsch e Wolters (2003) e Holzschuh et al. (2009) identificaram em seus trabalhos. Associamos essa capacidade a características físicas dessas vespas, como o tamanho robusto do seu corpo, que lhe confere alta faixa de dispersão (Fernández, 2000; Fernández et al., 2022), mas também a sua preferência por ambientes abertos (como a cultura) para a caça de seus hospedeiros (Waichert et al., 2015). Suposição similar foi feita por Coudrain et al. (2013) para *Trypoxylon figulus* (Linnaeus, 1758) (Hymenoptera: Crabronidae), outra vespa caçadora de aranhas, encontrada em grande abundância em agroecossistemas e paisagens mais abertas.

Apenas três morfoespécies apresentaram grande frequência no cultivo, *Anoplius* sp. 2 (f=21), *Ageniella* sp. 4 (f=11) e *Ceropales* sp. 1 (f=10). *Anoplius* sp. 2 foi a vespa mais frequente dentro desses ambientes. Esse gênero se caracteriza por vespas de tamanho reduzido e generalista com relação aos hospedeiros (Pitts, Waichert e Sadler, 2017), mas que caçam em locais mais abertos (como as culturas de soja) e depositam suas presas dentro de ninhos escavados por elas mesmas no solo (Santos Rapoza, Pitts e Waichert, 2020).

Dentro da cultura é soja comum identificar a presença de aranhas predando os insetos pragas, sendo esse grupo um componente essencial da fauna de artrópodes dos agroecossistemas (Arnemann et al., 2015; Freiberg et al., 2020; Santos et al., 2024). Para Pompilidae, as aranhas são presas preferenciais e por isso maiores densidades desses organismos dentro dos sistemas agrícolas podem ser um atrativo para as vespas (Fernández, 2000; Fernández et al., 2022). Outro fator relevante que pode ajudar a explicar a presença dos pompilídeos nas paisagens agrícolas, o fato de que as coletas foram realizadas no período reprodutivo da soja e que os adultos dessas vespas se alimentam preferencialmente de néctar (Jacques, Magalhães de Souza e Gonçalves de Aguiar Crispim, 2023). Nesse caso a floração massal pode ter provocado uma atração nessas vespas.

Vespas sociais (Hymenoptera: Vespidae: Epopini e Polistinae) também apresentaram menor riqueza dentro das áreas de cultivo, porém a quantidade de recursos alimentares que existem dentro da soja (principalmente larvas de Lepidoptera) é um fator que atrai esses organismos do ambiente nativo (Ferreira et

al., 2020; Oliveira *et al.*, 2022). A simplificação da paisagem para dar lugar à campos agrícolas, compromete as condições necessárias para a consolidação de espécies mais sensíveis às mudanças ambientais (Evans *et al.*, 2018; Gobatto *et al.*, 2023). Espécies que necessitam de condições mais complexas da paisagem, para se desenvolverem, têm dificuldade em se manter, por isso, há perda da riqueza de espécies nativas e esses sistemas serão formados por espécies mais resilientes (Ferreira *et al.*, 2022; Machado *et al.*, 2023; Oliveira *et al.*, 2022; Przybyszewski *et al.*, 2022).

2.4.3. Borda como interface entre habitats nativos e cultivos de soja

Coudrain *et al.* (2013) afirmam que, para as vespas caçadoras de aranhas *T. figulus*, ambientes mais abertos, como clareiras, melhora sua eficiência para identificar seus hospedeiros e por isso são preferidos. Esse fato explica, em parte, a maior abundância de vespas nas bordas. Porém, talvez esse ambiente não represente apenas um local transitório entre nativo e cultivo. Muitas espécies utilizam essa borda como forma de aproveitar os recursos do cultivo e a estrutura do ambiente nativo (González *et al.*, 2016; González, Salvo e Valladares, 2020). Apesar de que as bordas são mais suscetíveis a maior insolação, menor umidade e penetração de vento, essas condições, aparentemente, beneficiaram as vespas, pois 44.25% da abundância e 58.51% da riqueza ocorreram nas bordas.

Embora ainda não existam dados consistentes para confirmar essa hipótese para Pompilidae, Ferreira *et al.* (2020) observaram que, para vespas sociais, as bordas apresentaram riqueza e abundância igual aos habitats nativos no Cerrado e transição. A esse fenômeno, os autores atribuem à possibilidade de que esses insetos passam a usar as bordas como ambiente de permanência, para ficarem mais próximos de áreas de forrageio na cultura. Klein *et al.* (2015) destacam que bordas de habitats nativos adjacentes a matrizes com maiores diversidade de recursos, como policultivos, apresentam maior riqueza e abundância de vespas sociais, comparadas a bordas de monocultivos.

As bordas são heterogêneas em condições microclimáticas e fitofisionômicas, existindo bordas mais propícias para o estabelecimento de espécies (Bernaschini *et al.*, 2019). O padrão encontrado nas bordas pode sugerir que estas sejam uma zona de estresse intermediário, onde há incremento, ao menos momentâneo, na riqueza

(Connell, 1978). Encontramos maior diversidade similar ao do habitat nativo, mas, contra intuitivamente, maior dominância. Porém, Svensson et al. (2012) indicam que riqueza é a métrica que responde melhor a tese de Connell (1978), até o ponto em que a perturbação seja muito agravada e impeça a sobrevivência dessas espécies, como aparentemente acontece dentro dos cultivos agrícolas.

2.4.4. Implicações do Bioma

Uma quantidade considerável de espécies únicas foi identificada em cada bioma. Isso ocorre pois os eles são formações vegetais heterogêneas, com uma história natural própria e que desenvolvem uma fauna associada e especializada a cada fitofisionomia (Fine, 2015; Keith *et al.*, 2022; Kern *et al.*, 2023). Morato, Amarante e Silveira, (2008), ao estudarem a diversidade de vespas da Serra do Divisor na Amazônia do Acre, identificaram apenas 10 espécies de Pompilidae. Já Auko e Silvestre (2013) encontraram 40 espécies na Serra da Bodoquena. Ambos realizados em regiões altamente biodiversas.

As zonas de transição foram menos ricas e abundantes do que os biomas que a circundam. Esse efeito não era esperado, já que, em geral, essas regiões são mais diversas por compartilharem espécies de um ou mais biomas, como *Cyclocephala Dejean* (Coleoptera: Scarabaeidae) (Gonçalves *et al.*, 2020) e vespas sociais (Ferreira *et al.*, 2020), mas não para formigas (Przybyszewski *et al.*, 2022). A análise da diversidade dentro desses ambientes de transição, além de permitir a ampliação do conhecimento das dinâmicas biológicas, permite embasar melhores estratégias para a conservação (Marques *et al.*, 2020).

2.4.5. Implicações espaciais sobre a composição

Os monocultivos apresentam maior dominância e a dissimilaridade na composição não é afetada pela distância espacial. As espécies presentes na soja ocorrerão nesse ambiente independente da fitofisionomia adjacente. Esse resultado indica a homogeneização da assembleia de vespas em paisagens agrícolas, onde apenas espécies com maior plasticidade conseguem persistir dentro dessa paisagem simplificada (Flores, Zanette e Araujo, 2018; Rolls *et al.*, 2023). Apesar da baixa frequência de coleta e alta troca de espécies dificultarem uma resposta mais definitiva

para Pompilidae, existem evidências relevantes que indicam o potencial dos cultivos agrícolas na homogeneização da biota (Flores, Zanette e Araujo, 2018; Tscharntke *et al.*, 2008). Outro trabalho realizado, nas mesmas localidades, identificou que, para formigas (Hymenoptera: Formicidae), a distância espacial não afetou significativamente a composição de formigas nos cultivos, além de se verificar uma clara redução da riqueza (Przybyszewski *et al.*, 2022). Esse efeito fica mais claro, quando olhamos em escala multitáxon, onde nota-se que o impacto à biodiversidade afeta os grupos de maneira dissimilar (Moraes *et al.*, 2022).

Os biomas foram altamente dissimilares. Cada região apresenta um conjunto particular de espécies e, conseqüentemente, a perda de habitat extingue espécies com distribuição limitada, como 50% das espécies coletadas, já que essas vêm coevoluindo com seus respectivos ambientes, apresentando estratégias de predação e nidificação (Dashevsky e Rodriguez, 2021; Rodriguez *et al.*, 2016). Portanto, ressaltamos nesse trabalho a importância da conservação de áreas nativas dentro das formações fitofisionômicas *in situ*.

2.4.6. Limitações da Pesquisa

Atualmente existem poucos estudos sobre aspectos ecológicos dos pompilídeos. Nos trabalhos existentes, o principal método de coleta para esses organismos é a coleta ativa (Santos, Noll e Brandão, 2014), mas existem trabalhos que citam armadilhas *Malaise* (Auko e Silvestre, 2013; Santos, Noll e Brandão, 2014), Pan traps (Hirsch e Wolters, 2003) e ninhos-armadilha (Holzschuh, Steffan-Dewenter e Tscharntke, 2009). Apesar da coleta ativa ser o método mais utilizado para inventários, os trabalhos que utilizam esse método são realizados em poucos pontos, acarretando limitações geográficas, uma vez que não é possível amostrar vários locais simultaneamente (Crowley *et al.*, 2023). A utilização de armadilhas *malaise* nesse trabalho permitiu amostrarmos muitas áreas, geograficamente bem distribuídas em ampla escala e em um curto período (reprodutivo da soja), o que não havia sido realizado até o momento para esse grupo.

A principal limitação é a baixa resolução taxonômica de Pompilidae, ainda que quase todos os espécimes tenham sido morfotipados a nível de gênero. Este é um dos grandes desafios para se trabalhar com vespas solitárias e limita as possíveis conclusões acerca da biologia e da história natural desse grupo (Luz, Aranda e

Williams, 2017). Essa dificuldade para identificação do material também se deve ao grande volume de material a ser analisado pelos taxônomos e das dificuldades em realizar a publicação de novas espécies. Thomson et al. (2018) destaca ainda que existe um imperativo de incrementar os esforços em taxonomia pois, sem ela, os esforços para conservação são altamente afetados e deficitários.

2.4.7. Perspectivas para estudos sobre biodiversidade em agroecossistemas

Mesmo com suas limitações, este estudo oferece uma perspectiva importante sobre como a mudança no uso da terra afeta a diversidade de vespas. Estudar este grupo e outros himenópteros pode contribuir a compreender os padrões de resposta da biodiversidade a esse tipo de estresse (González *et al.*, 2016; González, Salvo e Valladares, 2017). Pesquisas que aprofundam o conhecimento sobre as relações entre biodiversidade e agroecossistemas podem ajudar a estabelecer paisagens agrícolas menos prejudiciais às formas de vida (Power, 2010). Essa mudança é necessária para a conciliação entre a produção agrícola e a conservação da biodiversidade, por meio de legislações fundamentadas em evidências científicas robustas (Metzger *et al.*, 2019; Rajão *et al.*, 2022).

2.5. Conclusão

A conversão de habitats nativos em agrossistemas afeta negativamente a riqueza, abundância, diversidade e composição das vespas aranha. A cultura da soja influencia a homogeneização dos Pompilidae. A fauna de Pompilidae presente nos biomas Amazônia e Cerrado apresentou alta dissimilaridade entre si, indicando possível endemismo. Portanto, enfatiza-se a necessidade de considerar estratégias para a conservação da biodiversidade levando em conta a preservação de ambientes nativos em escala local.

2.6. Referências

AGUIAR, A. P. *et al.* Order Hymenoptera. In: Zhang, Z. Q. (Ed.) Animal Biodiversity: An Outline of Higher-level Classification and Survey of Taxonomic Richness (Addenda

2013). **Zootaxa**, v. 3703, n. 1, p. 51–62, ago. 2013. DOI: <https://doi.org/10.11646/zootaxa.3703.1.12>

ARNEMANN, J. A. *et al.* Density and growth rates of spider mites in relation to phenological stages of soybean cultivars in Brazil. **Experimental and Applied Acarology**, v. 67, n. 3, p. 423–440, nov. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10493-015-9958-4>

AUKO, T. H.; SILVESTRE, R. Composição faunística de vespas (Hymenoptera: Vespoidea) na Floresta Estacional do Parque Nacional da Serra da Bodoquena, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 13, n. 1, p. 292–299, mar. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1676-06032013000100028>

BARONA, E. *et al.* The role of pasture and soybean in deforestation of the Brazilian Amazon. **Environmental Research Letters**, v. 5, n. 2, p. 1–9, abr. 2010. DOI: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/5/2/024002>

BATES, D. *et al.* Fitting Linear Mixed-Effects Models Using **lme4**. **Journal of Statistical Software**, v. 67, n. 1, 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.18637/jss.v067.i01>

BERNASCHINI, M. L. *et al.* Are all edges equal? Microclimatic conditions, geographical orientation and biological implications in a fragmented forest. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 280, n. 1, p. 142–151, ago. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2019.04.035>

BORGES, H. B. N.; SILVEIRA, E. A.; VENDRAMIN, L. N. **Fora Arbórea de Mato Grosso: Tipologias Vegetais e suas espécies**. Cuiabá: Entrelinhas, 2014.

BRASIL. **Lei no 12.651, de 25 de maio de 2012**. Presidência da República, 2012. Disponível: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm. Acesso em: 15 jan. 2024.

CARO, T. *et al.* An inconvenient misconception: Climate change is not the principal driver of biodiversity loss. **Conservation Letter**, v. 15, n. 12868, p. 1–6, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1111/conl.12868>

CEBALLOS, G.; EHRLICH, P. R.; DIRZO, R. Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 114, n. 30, p. 6089–6096, jul. 2017. <https://doi.org/10.1073/PNAS.1704949114>

CHAO, A. et al. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*, v. 84, n. 1, p. 45–67, fev. 2014. DOI: <https://doi.org/10.1890/13-0133.1>

CHAO, A.; JOST, L. Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology*, v. 93, n. 12, p. 2533–2547, dez. 2012. DOI: <https://doi.org/10.1890/11-1952.1>

COLLI, G. R. et al. Biodiversity and conservation of the Cerrado: recent advances and old challenges. **Biodiversity and Conservation**, v. 29, n. 1, p. 1465–1475, mar. 2020. <https://doi.org/10.1007/s10531-020-01967-x>

COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO. **Acompanhamento da Safra Brasileira: Grãos Safra 2022/23**. Brasília: CONAB, 2022.

CONNELL, J. H. Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. **Science**, v. 199, n. 4335, p. 1302–1310, mar. 1978. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.199.4335.1302>

COUDRAIN, V.; HERZOG, F.; ENTLING, M. H. Effects of Habitat Fragmentation on Abundance, Larval Food and Parasitism of a Spider-Hunting Wasp. **PLoS ONE**, v. 8, n. 3, p. 1–8, mar. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0059286>

COWIE, R. H.; BOUCHET, P.; FONTAINE, B. The Sixth Mass Extinction: fact, fiction or speculation? **Biological Reviews**, v. 97, n. 1, p. 640–663, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1111/brv.12816>

CROWLEY, L. M. et al. A comparison of sampling methods and temporal patterns of arthropod abundance and diversity in a mature, temperate, Oak woodland. *Acta Oecologica*, v. 118, n. 103873, p. 1–11, maio 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/J.ACTAO.2022.103873>

DASHEVSKY, D.; RODRIGUEZ, J. A Short Review of the Venoms and Toxins of Spider Wasps (Hymenoptera: Pompilidae). **Toxins**, v. 13, n. 11, p. 744–761, out. 2021. DOI: <https://doi.org/10.3390/toxins13110744>

DIJK, M. VAN *et al.* A meta-analysis of projected global food demand and population at risk of hunger for the period 2010–2050. **Nature Food**, v. 2, n. 7, p. 494–501, jul. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1038/s43016-021-00322-9>

DIXON, P. VEGAN, a package of R functions for community ecology. **Journal of Vegetation Science**, v. 14, n. 6, p. 927–930, dez. 2003. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2003.tb02228.x>

EVANS, A. N. *et al.* Indirect effects of agricultural pesticide use on parasite prevalence in wild pollinators. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 258, n. 1, p. 40–48, abr. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.02.002>

FEARNSIDE, P. **Deforestation of the Brazilian Amazon**. New York: Oxford University Press, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1093/acrefore/9780199389414.013.102>

FERNÁNDEZ, F. Avispas Cazadoras de Arañas (Hymenoptera: Pompilidae) de la Región Neotropical. **Biota Colombiana**, v. 1, n. 1, p. 3–24, 2000.

FERNÁNDEZ, F. *et al.* Twenty two years later: An updated checklist of Neotropical spider wasps (Hymenoptera: Pompilidae). **Zootaxa**, v. 5116, n. 4, p. 451–503, 22 mar. 2022. DOI: <https://doi.org/10.11646/zootaxa.5116.4.1>

FERREIRA, J. V. A. *et al.* Critical role of native forest and savannah habitats in retaining neotropical pollinator diversity in highly mechanized agricultural landscapes. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 338, n. 108084, p. 1–10, out. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.108084>

FERREIRA, J. V. A. *et al.* Effect of habitat amount and complexity on social wasps (Vespidae: Polistinae): implications for biological control. **Journal of Insect Conservation**, v. 24, n. 4, p. 613–624, ago. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10841-020-00221-7>

FIELDER, E. C.; HARTLEY, H. O.; PEARSON, E. S. Tests for Rank Correlation Coefficients. I. *Biometrika*, v. 44, n. 3, p. 470, dez. 1957. DOI: <https://doi.org/10.2307/2332878>

FINE, P. V. A. Ecological and Evolutionary Drivers of Geographic Variation in Species Diversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 46, n. 1, p. 369–392, dez. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-112414-054102>

FLORES, L. M. A.; ZANETTE, L. R. S.; ARAUJO, F. S. Effects of habitat simplification on assemblages of cavity nesting bees and wasps in a semiarid neotropical conservation area. **Biodiversity and Conservation**, v. 27, n. 2, p. 311–328, fev. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1436-3>

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. **The State of Food Security and Nutrition in the World 2022**. Roma: FAO, 2022.

FREIBERG, J. A. *et al.* Increased grazing intensity in pastures reduces the abundance and richness of ground spiders in an integrated crop-livestock system. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 40, n. 1, p. 1-10, fev., 2020. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s13593-019-0604-0>

GILROY, J. J.; EDWARDS, D. P. Source-Sink Dynamics: a Neglected Problem for Landscape-Scale Biodiversity Conservation in the Tropics. **Current Landscape Ecology Reports**, v. 2, n. 1, p. 51–60, mar. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/s40823-017-0023-3>

GOBATTO, A. L. *et al.* Agricultural landscape influences on the solitary bees and wasps that nest in ecological restoration sites. **Biodiversity and Conservation**, v. 32, n. 2, p. 523–544, fev. 2023. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-022-02510-w>

GONÇALVES, J. A. *et al.* The genus *Cyclocephala* Dejean (Coleoptera: Scarabaeidae: Dynastinae) in Brazil: diversity and spatio-temporal distribution. **Journal of Insect Conservation**, v. 24, n. 3, p. 547–559, jun. 2020. DOI: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10841-020-00230-6>

GONÇALVES-SOUZA, D.; VERBURG, P. H.; DOBROVOLSKI, R. Habitat loss, extinction predictability and conservation efforts in the terrestrial ecoregions.

Biological Conservation, v. 246, n. 108579, p. 1–8, jun. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108579>

GONZÁLEZ, E. *et al.* A Moveable Feast: Insects Moving at the Forest-Crop Interface Are Affected by Crop Phenology and the Amount of Forest in the Landscape. **PloS one**, v. 11, n. 7, jul. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0158836>

GONZÁLEZ, E.; SALVO, A.; VALLADARES, G. Insects moving through forest-crop edges: a comparison among sampling methods. **Journal of Insect Conservation**, v. 24, n. 2, p. 249–258, abr. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1111/1744-7917.12377>

GONZÁLEZ, E.; SALVO, A.; VALLADARES, G. Natural vegetation cover in the landscape and edge effects: differential responses of insect orders in a fragmented forest. **Insect Science**, v. 24, n. 5, p. 891–901, out. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PONE.0158836>

HIRSCH, M.; WOLTERS, V. Response of aculeate Hymenoptera to spatial features of an agricultural landscape. **Journal for Nature Conservation**, v. 11, n. 3, p. 179–185, jan. 2003. DOI: <https://doi.org/10.1078/1617-1381-00045>

HOLZSCHUH, A.; STEFFAN-DEWENTER, I.; TSCHARNTKE, T. Grass strip corridors in agricultural landscapes enhance nest-site colonization by solitary wasps. **Ecological Applications**, v. 19, n. 1, p. 123–132, jan. 2009. DOI: <https://doi.org/10.1890/08-0384.1>

HSIEH, T. C.; MA, K. H.; CHAO, A. iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). **Methods in Ecology and Evolution**, v. 7, n. 12, p. 1451–1456, dez. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613>

JACQUES, G. D. C. *et al.* Record of Pompilidae (Hymenoptera, Pompiloidea) in a deciduous forest in Minas Gerais, Brazil. **Revista Agrogeoambiental**, v. 15, n. 1, p. 20231792–20231792, abr. 2023. DOI: <https://doi.org/10.18406/2316-1817v15nunico20231792>

KEITH, D. A. *et al.* A function-based typology for Earth's ecosystems. **Nature**, v. 610, n. 7932, p. 513–518, out. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41586-022-05318-4>

KERN, A. K. *et al.* A 1.8 million year history of Amazon vegetation. **Quaternary Science Reviews**, v. 299, n. 107867, p. 1–18, jan. 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2022.107867>

KLEIN, R. P. *et al.* Space-time variation in the composition, richness and abundance of social wasps (Hymenoptera: Vespidae: Polistinae) in a forest agriculture mosaic in Rio Grande do Sul, Brazil. **Acta Scientiarum - Biological Sciences**, v. 37, n. 3, p. 327–335, 2015. DOI: <https://doi.org/10.4025/actascibiolsoci.v37i3.27853>

KURCZEWSKI, F. E. *et al.* New and unusual host records for North American and South American spider wasps (Hymenoptera: Pompilidae). **Zootaxa**, v. 4891, n. 1, p. 1–112, dez. 2020. DOI: <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4891.1.1>

LEGENDRE, P.; FORTIN, M.; BORCARD, D. Should the Mantel test be used in spatial analysis? **Methods in Ecology and Evolution**, v. 6, n. 11, p. 1239–1247, nov. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12425>

LEIBOLD, M. A. *et al.* The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. **Ecology Letters**, v. 7, p. 601–613, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00608.x>

LEWINSOHN, T. M. A ABECO e o Código Florestal Brasileiro. **Natureza & Conservação**, v. 08, n. 1, p. 100–102, jul. 2010. DOI: <https://doi.org/10.4322/natcon.00801018>

LEWINSOHN, T. M. *et al.* Insect decline in Brazil: an appraisal of current evidence. **Biology Letters**, v. 18, n. 8, p. 1–8, ago. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1098/rsbl.2022.0219>

LOKTIONOV, V. M.; LELEJ, A. S. An annotated catalogue of the spider wasps (Hymenoptera: Pompilidae) of Russia. **Zootaxa**, v. 4280, n. 1, p. 1–95, jun. 2017. DOI: <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4280.1.1>

LUEDTKE, J. A. *et al.* Ongoing declines for the world's amphibians in the face of emerging threats. **Nature**, v. 622, n. 7982, p. 308–314, out. 2023. DOI: <https://doi.org/10.1038%2Fs41586-023-06578-4>

LUZ, D. R.; ARANDA, R.; WILLIAMS, K. A. Mutillidae (Hymenoptera, Aculeata) do estado de Mato Grosso do Sul, Brasil. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 107, n. suplementar, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1590/1678-4766e2017124>

MACHADO, A. F. *et al.* Severe simplification of the structure of dung beetle assemblages in neotropical soybean croplands regardless of the native vegetation domain. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 357, n. 108654, p. 1–12, nov. 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2023.108654>

MARQUES, E. Q. *et al.* Redefining the Cerrado–Amazonia transition: implications for conservation. **Biodiversity and Conservation**, v. 29, n. 5, p. 1501–1517, abr. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01720-z>

METZGER, J. P. *et al.* Why Brazil needs its Legal Reserves. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 17, n. 3, p. 91–103, jul. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2019.07.002>

MORAIS, A. R. *et al.* Multi-taxon inventory and landscape characterization in an agrosystem of the Brazilian Midwest targeted for payment for environmental services. **Biota Neotropica**, v. 22, n. 1, p. 1–10, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1590/1676-0611-bn-2021-1283>

MORATO, E. F.; AMARANTE, S. T.; SILVEIRA, O. T. Avaliação ecológica rápida da fauna de vespas (Hymenoptera: Aculeata) do Parque Nacional da Serra do Divisor, Acre, Brasil. **Acta Amazonica**, v. 38, n. 4, p. 789–797, dez. 2008. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0044-59672008000400025>

MORTON, D. C. *et al.* Cropland expansion changes deforestation dynamics in the southern Brazilian Amazon. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 103, n. 39, p. 14637–14641, set. 2006. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.0606377103>

NEWBOLD, T. *et al.* Has land use pushed terrestrial biodiversity beyond the planetary boundary? A global assessment. **Science**, v. 353, n. 6296, p. 288–291, jul. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.aaf2201>

NIC LUGHADHA, E. *et al.* Extinction risk and threats to plants and fungi. **Plants, People, Planet**, v. 2, n. 5, p. 389–408, set. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1002/PPP3.10146>

OLIVEIRA, N. S. DE *et al.* The importance of legal reserve for predator social wasp diversity in an agroecosystem in the Brazilian Cerrado. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 21, n. 47, p. 1–10, dez. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1080/01650521.2022.2147045>

PARADIS, E.; SCHLIEP, K. ape 5.0: an environment for modern phylogenetics and evolutionary analyses in R. **Bioinformatics**, v. 35, n. 3, p. 526–528, fev. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1093/bioinformatics/bty633>

PITTS, J. P.; WAICHERT, C.; SADLER, E. Review of the Neotropical spider wasp subgenus *Anoplius* (Dicranoplius) Haupt (Hymenoptera: Pompilidae), new comb. **Zootaxa**, v. 4311, n. 4, p. 537–550, ago. 2017. DOI: <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4311.4.6>

POWER, A. G. Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 365, n. 1554, p. 2959–2971, set. 2010. DOI: <https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0143>

PRZYBYSZEWSKI, K. R. *et al.* Legal reserves ensure alpha and beta ant diversity in highly modified agricultural landscapes. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 20, n. 4, p. 330–337, out. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/J.PECON.2022.08.001>

R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. Disponível: <https://www.R-project.org/>. Acesso em: 5 abr. 2023.

RAJÃO, R. *et al.* The risk of fake controversies for Brazilian environmental policies. **Biological Conservation**, v. 266, n. 1, p. 1–11, fev. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.109447>

RAVEN, P. H.; WAGNER, D. L. Agricultural intensification and climate change are rapidly decreasing insect biodiversity. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 118, n. 2, p. 1–6, 11 jan. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1073/PNAS.2002548117>

RODRIGUEZ, J. *et al.* Molecular phylogeny of Pompilinae (Hymenoptera: Pompilidae): Evidence for rapid diversification and host shifts in spider wasps. **Molecular Phylogenetics and Evolution**, v. 94, p. 55–64, 1 jan. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/J.YMPEV.2015.08.014>

ROLLS, R. J. *et al.* Biotic homogenisation and differentiation as directional change in beta diversity: synthesising driver–response relationships to develop conceptual models across ecosystems. **Biological Reviews**, v. 98, n. 4, p. 1388–1423, abr. 2023. DOI: <https://doi.org/10.1111/brv.12958>

ROSA, D. B. *et al.* A Distribuição Espacial das chuvas na porção Centro Oeste do Estado de Mato Grosso-Brasil. **Revista Eletrônica da Associação dos Geógrafos Brasileiros**, v. 1, n. 5, p. 127–152, 2007.

ROUX, J. J. LE *et al.* Recent Anthropogenic Plant Extinctions Differ in Biodiversity Hotspots and Coldspots. **Current Biology**, v. 29, n. 17, p. 2912–2918, set., 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cub.2019.07.063>

SANTOS RAPOZA, M. DOS; PITTS, J. P.; WAICHERT, C. Behavioral Records on Neotropical Species of *Anoplius* Dufour (Hymenoptera: Pompilidae). **Journal of the Kansas Entomological Society**, v. 92, n. 3, p. 569, jun. 2020. DOI: <https://doi.org/10.2317/0022-8567-92.3.569>

SANTOS RAPOZA, M. DOS; PITTS, J. P.; WAICHERT, C. Behavioral Records on Neotropical Species of *Anoplius* Dufour (Hymenoptera: Pompilidae). **Journal of the Kansas Entomological Society**, v. 92, n. 3, p. 569–579, jun., 2020. DOI: <http://dx.doi.org/10.2317/0022-8567-92.3.569>

SANTOS, B. DA S. *et al.* Predatory arthropods recorded in soybean under control methods for lepidopteran pests. **Concilium**, v. 24, n. 6, p. 170–183, 1 abr. 2024. DOI: <https://doi.org/10.53660/CLM-3099-24F02>

SANTOS, E. F. DOS; NOLL, F. B.; BRANDÃO, C. R. F. Functional and Taxonomic Diversity of Stinging Wasps in Brazilian Atlantic Rainforest Areas. **Neotropical Entomology**, v. 43, n. 2, p. 97–105, dez. 2014. DOI: <https://doi.org/10.2317/0022-8567-92.3.569>

SANTOS, E. F.; WAICHERT, C. **Pompilidae in Catálogo Taxonômico da Fauna do Brasil**. Disponível: <http://fauna.jbrj.gov.br/fauna/faunadobrasil/1919>. Acesso em: 12 jan. 2023.

SIMÕES, R. *et al.* Land use and cover maps for Mato Grosso State in Brazil from 2001 to 2017. **Scientific Data**, v. 7, n. 34, p. 1–10, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41597-020-0371-4>

SONG, X. P. *et al.* Massive soybean expansion in South America since 2000 and implications for conservation. **Nature Sustainability**, v. 4, n. 9, p. 784–792, 1 set. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41893-021-00729-z>

SOUZA, C. M. Z. *et al.* Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. **Remote Sensing**, v. 12, n. 17, p. 2735–2762, ago. 2020. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs12172735>

STRASSBURG, B. B. N. *et al.* Moment of truth for the Cerrado hotspot. **Nature Ecology & Evolution**, v. 1, n. 99, p. 1–3, abr. 2017. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0099>

SVENSSON, J. R. *et al.* Disturbance–diversity models: what do they really predict and how are they tested? **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 279, n. 1736, p. 2163–2170, jun. 2012. DOI: <https://doi.org/10.1098/rspb.2011.2620>

THOMSON, S. A. *et al.* Taxonomy based on science is necessary for global conservation. **PLOS Biology**, v. 16, n. 3, p. 2005075–2005075, mar. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.2005075>

TSCHARNTKE, T. *et al.* Landscape constraints on functional diversity of birds and insects in tropical agroecosystems. **Ecology**, v. 89, n. 4, p. 944–951, abr. 2008. DOI: <https://doi.org/10.1890/07-0455.1>

UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE. **Soybean Explorer**. USDA, 2023. Disponível: <https://ipad.fas.usda.gov/cropexplorer/cropview/commodityView.aspx?cropid=2222000>. Acesso em: 4 set. 2023.

WAICHERT, C. *et al.* Molecular phylogeny and systematics of spider wasps (Hymenoptera: Pompilidae): redefining subfamily boundaries and the origin of the family. **Zoological Journal of the Linnean Society**, v. 175, p. 271–287, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1111/zoj.12272>

WICKHAM, H. **ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis**. Cham: Springer International Publishing, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1007/978-3-319-24277-4>

ZABEL, F. *et al.* Global impacts of future cropland expansion and intensification on agricultural markets and biodiversity. *Nature Communications*, v. 10, n. 1, p. 2844, jun. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41467-019-10775-z>

2.7. Apêndices

Apêndice A. Localização dos Sítios de coleta dentro dos municípios coletados.

Sítio de coleta	Longitude	Latitude	Município	Bioma	Região
1	-58.248	-11.95	Brasnorte	Amazonia	Brasnorte
2	-58.215	-11.954	Brasnorte	Amazonia	Brasnorte
3	-58.262	-11.978	Brasnorte	Amazonia	Brasnorte
4	-58.207	-11.992	Brasnorte	Amazonia	Brasnorte
5	-58.303	-11.966	Brasnorte	Amazonia	Brasnorte
6	-58.473	-13.407	Sapezal	Transition	Sapezal
7	-58.44	-13.391	Sapezal	Transition	Sapezal
8	-58.466	-13.469	Sapezal	Transition	Sapezal
9	-58.603	-13.46	Sapezal	Transition	Sapezal
10	-58.509	-13.703	Sapezal	Transition	Sapezal
11	-58.468	-13.663	Sapezal	Transition	Sapezal
12	-57.088	-13.339	Nova Maringá	Amazonia	Bandeirantes
13	-57.052	-13.306	Nova Maringá	Amazonia	Bandeirantes
14	-57.029	-13.269	Nova Maringá	Amazonia	Bandeirantes
15	-57.081	-13.25	Nova Maringá	Amazonia	Bandeirantes
16	-57.08	-13.145	Nova Maringá	Amazonia	Bandeirantes
17	-57.028	-13.138	Nova Maringá	Amazonia	Bandeirantes
18	-57.333	-14.634	Tangará da Serra	Amazonia	TGA
19	-57.292	-14.501	Santo Afonso	Amazonia	TGA
20	-57.396	-14.667	Tangará da Serra	Amazonia	TGA
21	-57.725	-14.332	Tangará da Serra	Cerrado	CNP_S
22	-57.753	-14.316	Tangará da Serra	Cerrado	CNP_S
23	-57.543	-14.241	Nova Marilândia	Cerrado	CNP_S
24	-57.633	-14.051	Diamantino	Cerrado	CNP_S
25	-57.597	-14.074	Diamantino	Cerrado	CNP_S
26	-57.562	-13.999	Diamantino	Cerrado	CNP_S
27	-57.605	-14.008	Diamantino	Cerrado	CNP_S
28	-58.063	-13.42	Campo Novo dos Parecis	Transition	CNP_N
29	-58.119	-13.296	Campo Novo dos Parecis	Transition	CNP_N
30	-58.073	-13.26	Campo Novo dos Parecis	Transition	CNP_N
31	-58.111	-13.256	Campo Novo dos Parecis	Transition	CNP_N
32	-57.919	-13.319	Campo Novo dos Parecis	Cerrado	CNP_N
33	-57.981	-13.323	Campo Novo dos Parecis	Cerrado	CNP_N
34	-57.97	-14.223	Campo Novo dos Parecis	Cerrado	CNP_S
35	-57.931	-14.127	Campo Novo dos Parecis	Cerrado	CNP_S
36	-57.94	-14.177	Campo Novo dos Parecis	Cerrado	CNP_S
37	-57.889	-14.186	Tangará da Serra	Cerrado	CNP_S
38	-57.961	-14.375	Tangará da Serra	Cerrado	CNP_S
39	-58.035	-14.375	Brasnorte	Cerrado	CNP_S
40	-57.883	-13.045	Brasnorte	Ecótono	CNP_N
41	-57.837	-13.047	Brasnorte	Transition	CNP_N

Sítio de coleta	Longitude	Latitude	Município	Bioma	Região
42	-58.106	-12.459	Brasnorte	Transition	Brasnorte_II
43	-58.163	-12.418	Tangará da Serra	Transition	Brasnorte_II
44	-57.418	-14.621	Marcelândia	Amazonia	TGA
45	-54.724	-10.85	Nova Santa Helena	Amazonia	St_Helena
46	-54.798	-10.86	Marcelândia	Amazonia	St_Helena
47	-54.713	-10.902	Nova Santa Helena	Amazonia	St_Helena
48	-54.872	-10.875	Nova Santa Helena	Amazonia	St_Helena
49	-54.795	-10.825	Nova Santa Helena	Amazonia	St_Helena
50	-54.84	-10.844	Cláudia	Amazonia	St_Helena
51	-55.088	-11.615	Cláudia	Amazonia	Claudia
52	-55.06	-11.643	Cláudia	Amazonia	Claudia
53	-55.089	-11.519	Cláudia	Amazonia	Claudia
54	-55.104	-11.568	Vera	Amazonia	Claudia
55	-55.151	-12.359	Vera	Amazonia	Vera
56	-55.145	-12.409	Vera	Amazonia	Vera
57	-55.148	-12.472	Vera	Amazonia	Vera
58	-55.204	-12.481	Vera	Amazonia	Vera
59	-55.255	-12.459	Vera	Amazonia	Vera
60	-55.218	-12.515	Vera	Amazonia	Vera
61	-55.36	-12.32	Vera	Amazonia	Vera
62	-55.533	-12.373	Vera	Amazonia	Vera
63	-55.489	-12.32	Vera	Amazonia	Vera
64	-55.208	-12.129	Vera	Amazonia	Vera
65	-55.267	-12.242	Sorriso	Amazonia	Vera
66	-55.734	-12.919	Sorriso	Transition	Lucas
67	-55.772	-12.899	Sorriso	Transition	Lucas
68	-55.809	-12.961	Sorriso	Transition	Lucas
69	-55.82	-12.915	Sorriso	Transition	Lucas
70	-55.907	-12.86	Sorriso	Transition	Lucas
71	-55.876	-12.893	Nova Mutum	Transition	Lucas
72	-55.921	-13.862	Nova Mutum	Transition	Mutum
73	-55.959	-13.825	Nova Mutum	Transition	Mutum
74	-56.013	-13.789	Nova Mutum	Transition	Mutum
75	-56.025	-13.891	Nova Mutum	Transition	Mutum
76	-55.953	-13.939	Sapezal	Transition	Mutum
77	-58.561	-13.611	Sapezal	Transition	Sapezal
78	-58.542	-13.647	Sapezal	Transition	Sapezal
79	-58.506	-13.637	Sapezal	Transition	Sapezal
80	-58.523	-13.596	Sapezal	Transition	Sapezal
81	-58.546	-13.565	Sapezal	Transition	Sapezal
82	-58.464	-13.563	Sapezal	Transition	Sapezal
83	-58.508	-13.553	Diamantino	Transition	Sapezal
84	-58.522	-13.481	Diamantino	Transition	Sapezal
85	-58.553	-13.447	Diamantino	Transition	Sapezal
86	-57.536	-14.2	Diamantino	Cerrado	CNP_S

Sítio de coleta	Longitude	Latitude	Município	Bioma	Região
87	-57.561	-14.029	Diamantino	Cerrado	CNP_S
88	-57.499	-14.016	Diamantino	Cerrado	CNP_S
89	-57.429	-14.085	Diamantino	Cerrado	CNP_S
90	-57.382	-14.012	Diamantino	Transition	CNP_S
91	-57.335	-14.005	Brasnorte	Transition	CNP_S
92	-58.307	-11.976	Brasnorte	Amazonia	Brasnorte
93	-58.258	-11.882	Brasnorte	Transition	Brasnorte
94	-58.268	-12.01	Brasnorte	Amazonia	Brasnorte
95	-58.02	-11.816	Brasnorte	Amazonia	Brasnorte
96	-58.056	-11.833	Brasnorte	Amazonia	Brasnorte
97	-58.224	-11.987	Brasnorte	Amazonia	Brasnorte
98	-58.252	-11.804	Brasnorte	Transition	Brasnorte
99	-58.191	-11.865	Brasnorte	Transition	Brasnorte
100	-58.222	-11.876	Brasnorte	Transition	Brasnorte

Fonte: O autor, 2024.

Apêndice B. Abundância de morfoespécies de vespas caçadoras de aranhas (Hymenoptera: Pompilidae) amostradas em habitats nativos (NH), bordas (ED) e cultivos de soja (SC) na Amazônia, Cerrado e Zonas de Transição de Mato Grosso.

Espécies	Amazônia			Transição			Cerrado			Total
	NH	ED	SC	NH	ED	SC	NH	ED	SC	
Pepsinae										
Pepsinae sp1	1	1								1
Ageniellini										
Ageniella sp1		1								1
Ageniella sp2		1								1
Ageniella sp3			1							1
Ageniella sp4			14			8			1	23
Ageniella sp5			2							2
Pepsini										
Dipogon sp1		2		1						3
Dipogon sp2		1								1
Epipompilus sp1					4					4
Hemipepsis sp1		1								1
Hemipepsis sp2								1		1
Pepsis sp1		5		1	6					12
Pepsis sp2		1						1		2
Pepsis sp3				1	2					3
Pepsis sp4							1			1
Pepsis sp5								1		1
Pepsis sp6							2			2
Pepsis sp7								2		2
Priocnemis sp1			2			1			1	4
Pompilinae										
Pompilinae sp1							1			1
Pompilinae sp2		1								1
Pompilinae sp3		3			23					26
Pompilinae sp4	1	3			1					4
Pompilinae sp5		1					2			3
Pompilinae sp6		1								1
Pompilinae sp7							1			1
Pompilinae sp8							1			1
Pompilinae sp9						1				1
Aporini										
Aporus sp		1								1
Aporus sp1	6	30		6	2		4			42
Aporus sp2	2	1								1
Euplaniceps sp1		1								1
Euplaniceps sp2		2								2
Euplaniceps sp3			1							1
Pompilini										
Anoplius sp1			9			5				14
Anoplius sp2			8	1		24			8	41
Anoplius sp3								1		1
Anoplius sp4						1				1
Anoplius sp5			1			1			1	3
Aplochaes sp1	1							3	2	5
Aplochaes sp2	1		1				1	1		3
Aplochaes sp3					2		1			3
Aplochaes sp4	1	5			3			1		9
Aplochaes sp5	1						1			1
Aporinellus sp									1	1
Aporinellus sp1			1							1
Epysiron sp		2	3	1	2	1	3	3		15

Espécies	Amazônia			Transição			Cerrado			Total
	NH	ED	SC	NH	ED	SC	NH	ED	SC	
<i>Evagetes</i> sp1			18			2			2	22
<i>Paracyphononyx</i> sp1			2				4			6
<i>Paracyphononyx</i> sp2		1		1	2	2		1		7
<i>Poecilopompilus</i> sp1	2			1	3					4
<i>Poecilopompilus</i> sp2	1	10		1						11
<i>Poecilopompilus</i> sp3		4			4			1		9
<i>Poecilopompilus</i> sp4		3			1					4
<i>Poecilopompilus</i> sp5							1			1
<i>Poecilopompilus</i> sp6			1							1
<i>Poecilopompilus</i> sp7		1								1
<i>Poecilopompilus</i> sp8							1	1		2
<i>Poecilopompilus</i> sp9			1	1		2	3	1		8
<i>Poecilopompilus</i> sp10			1							1
<i>Poecilopompilus</i> sp11			1							1
Priochilini										
<i>Priochilini</i> sp									3	3
<i>Priochilus</i> sp1							1			1
<i>Priochilus</i> sp2	2	9		2	1		2			14
<i>Priochilus</i> sp3	2	4		1	1		1			7
<i>Priochilus</i> sp4	3	1								1
<i>Priochilus</i> sp5	1			1	2	1				4
<i>Priochilus</i> sp6	1	3								3
<i>Priochilus</i> sp7		1								1
<i>Priochilus</i> sp8	1	5			1			1		7
<i>Priochilus</i> sp9	1									0
<i>Priochilus</i> sp10		1								1
<i>Priochilus</i> sp11								1		1
<i>Priochilus</i> sp12	1	1								1
<i>Priochilus</i> sp13	1									0
<i>Priochilus</i> sp14				1						1
<i>Priochilus</i> sp.n						1			1	2
Ceropalinae										
<i>Ceropales</i> sp1			4			10			1	15
<i>Ceropales</i> sp2			1	1						2
<i>Ceropales</i> sp3			1							1
<i>Ceropales</i> sp4	1									0
<i>Ceropales</i> sp5	1	1								1
<i>Irenangelus</i> sp	1	1		1						2
<i>Irenangelus</i> sp2	1									0
Notocyphinae										
<i>Notocyphus</i> sp1		1								1
<i>Notocyphus</i> sp2	4	4	1	5			1	2		13
<i>Notocyphus</i> sp3				1	4					5
<i>Notocyphus</i> sp4	1	6			3					9
<i>Notocyphus</i> sp5	1									0
<i>Notocyphus</i> sp6	3	1								1
<i>Notocyphus</i> sp7							1			1
<i>Notocyphus</i> sp8							1			1
<i>Notocyphus</i> sp9							1			1
<i>Notocyphus</i> sp10						1	5	1		7
Total	43	122	74	28	67	61	40	23	21	436

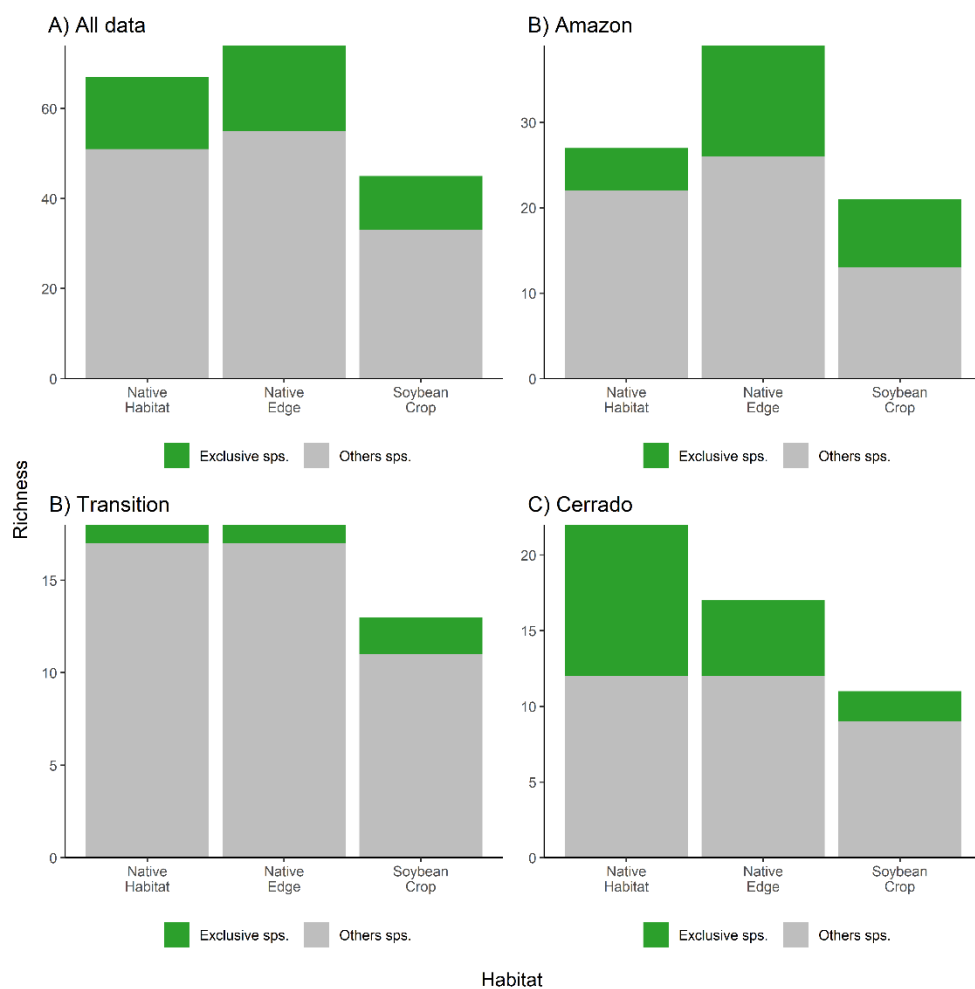
Fonte: O autor, 2024.

Apêndice C. Presença e ausência (quantidade e porcentagem) de vespas aranha (Hymenoptera: Pompilidae) em diferentes habitats e biomas.

Biome	Habitat	n	Presence		Absence	
			n	%	n	%
Amazon	Core	41	23	56.10	18	43.90
Amazon	Edge	41	30	73.17	11	26.83
Amazon	Soybean	41	24	58.54	17	41.46
Transition	Core	40	20	50.00	20	50.00*
Transition	Edge	40	12	30.00	28	70.00*
Transition	Soybean	40	18	45.00	22	55.00*
Cerrado	Core	19	14	73.68	5	26.32
Cerrado	Edge	19	11	57.89	8	42.11
Cerrado	Soybean	19	6	31.58	13	68.42*
Total		300	158	52.67	142	47.33

* Indica que os resultados de ausência são iguais ou superiores a 50% das armadilhas.

Apêndice D. Quantidade proporcional de espécies únicas e outras encontradas dentro de cada habitat nos diferentes biomas.



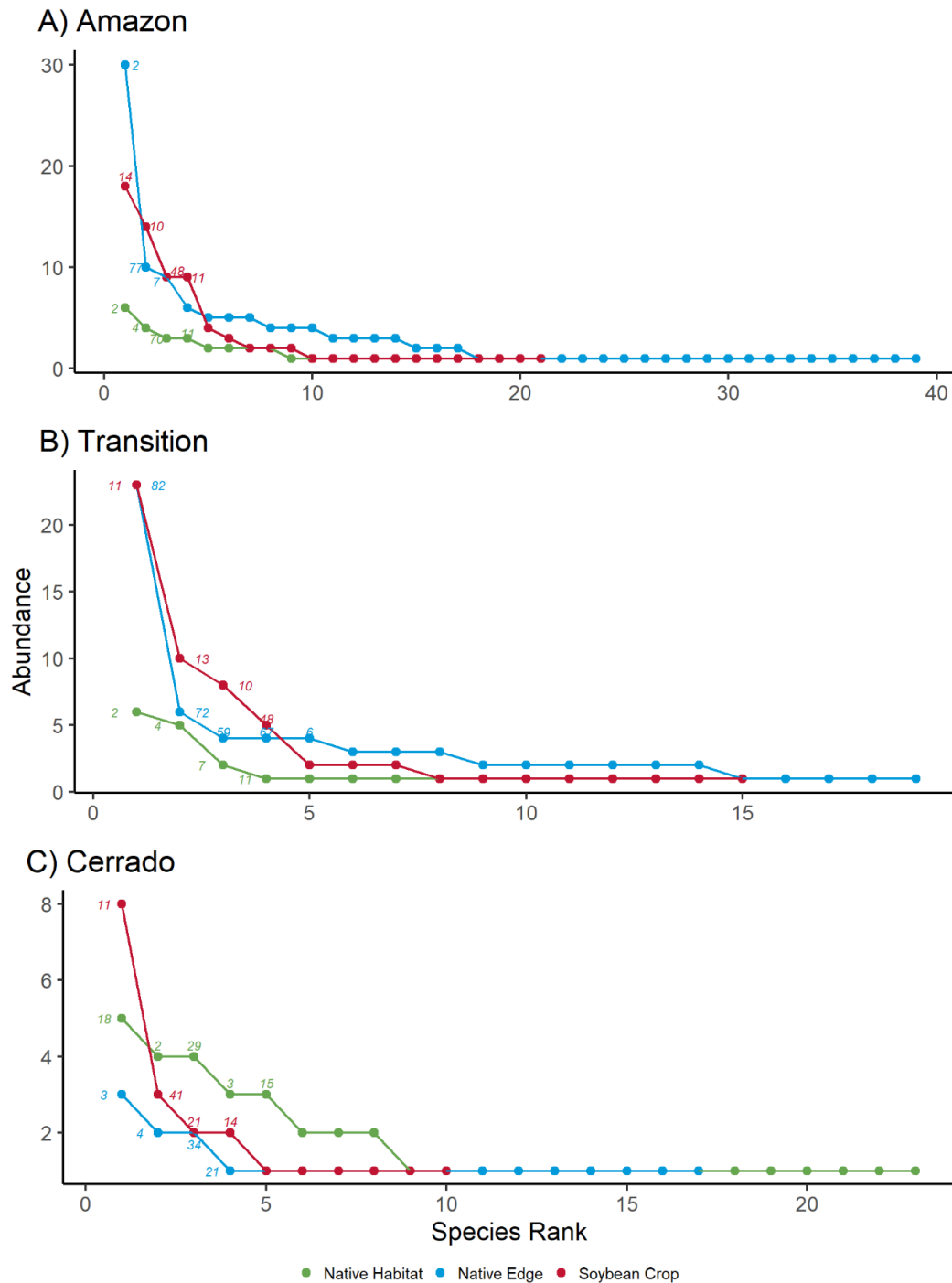
Fonte: O autor, 2024.

Apêndice E. Lista de espécies *singletons* por bioma e por habitat.

Habitat	Amazon	Transition	Cerrado
Native Habitat	<i>Ceropales</i> sp4 <i>Irenangelus</i> sp2 <i>Notocyphus</i> sp5 <i>Priochilus</i> sp13 <i>Priochilus</i> sp9	<i>Priochilus</i> sp14	<i>Notocyphus</i> sp7 <i>Notocyphus</i> sp8 <i>Notocyphus</i> sp9 <i>Pepsis</i> sp4 <i>Pepsis</i> sp6 <i>Poecilopompilus</i> sp5 <i>Pompilinae</i> sp1 <i>Pompilinae</i> sp7 <i>Pompilinae</i> sp8 <i>Priochilus</i> sp1
	<i>Ageniella</i> sp1 <i>Ageniella</i> sp2 <i>Aporus</i> sp <i>Dipogon</i> sp2 <i>Euplaniceps</i> sp1 <i>Euplaniceps</i> sp2 <i>Hemipepsis</i> sp1 <i>Notocyphus</i> sp1 <i>Poecilopompilus</i> sp7 <i>Pompilinae</i> sp2 <i>Pompilinae</i> sp6 <i>Priochilus</i> sp10 <i>Priochilus</i> sp7	<i>Epipompilus</i> sp1	<i>Anoplius</i> sp3 <i>Hemipepsis</i> sp2 <i>Pepsis</i> sp5 <i>Pepsis</i> sp7 <i>Priochilus</i> sp11
Soybean Crop	<i>Ageniella</i> sp3 <i>Ageniella</i> sp5 <i>Aporinellus</i> sp1 <i>Ceropales</i> sp3 <i>Euplaniceps</i> sp3 <i>Poecilopompilus</i> sp10 <i>Poecilopompilus</i> sp11 <i>Poecilopompilus</i> sp6	<i>Anoplius</i> sp4 <i>Pompilinae</i> sp9	<i>Aporinellus</i> sp <i>Priochilini</i> sp

Fonte: O autor, 2024.

Apêndice F. Diagramas de Whittaker avaliando a abundância relativa ordenada de vespas Pompilidae coletadas em habitats nativos, cultivos de soja adjacentes e suas bordas na Amazônia (A), Transição (B) e Cerrado (C).



Legenda: 2= *Aporus* sp. 1; 3= *Epysiron* sp. ; 4= *Notocyphus* sp. 2; 6= *Poecilopompilus* sp. 3; 7= *Priochilus* sp. 2; 10= *Ageniella* sp. 4; 11= *Anoplius* sp. 2; 13= *Ceropales* sp. 1; 14= *Evagetes* sp. 1; 15= *Poecilopompilus* sp. 9; 18= *Notocyphus* sp. 10; 21= *Aplochaes* sp. 1; 29= *Paracyphononyx* sp. 1; 34= *Pepsis* sp. 6; 41= *Priochilini* sp. ; 48= *Anoplius* sp. 1; 59= *Epipompilus* sp. 1; 67= *Notocyphus* sp. 3; 70= *Notocyphus* sp. 6; 72= *Pepsis* sp. 1; 77= *Poecilopompilus* sp. 2; 82= *Pompilinae* sp. 3.

Fonte: O autor, 2024.

Apêndice G. Índices de diversidade para os biomas e habitats.

Biome	Habitat	Diversity Index			
		Shannon-Wiener (H')	Pielou evenness (J')	Simpson's Index (D)	Inverse Simpson
Amazon	Native Habitat	3.10	0.94	0.94	17.61
Amazon	Native Edge	3.05	0.83	0.91	11.36
Amazon	Soybean Crop	2.43	0.80	0.87	7.69
Transition	Native Habitat	2.61	0.90	0.90	9.80
Transition	Native Edge	2.45	0.83	0.85	6.71
Transition	Soybean Crop	2.03	0.75	0.80	4.88
Cerrado	Native Habitat	2.94	0.94	0.94	15.69
Cerrado	Native Edge	2.76	0.97	0.93	14.23
Cerrado	Soybean Crop	1.96	0.85	0.80	5.07

Fonte: O autor, 2024.

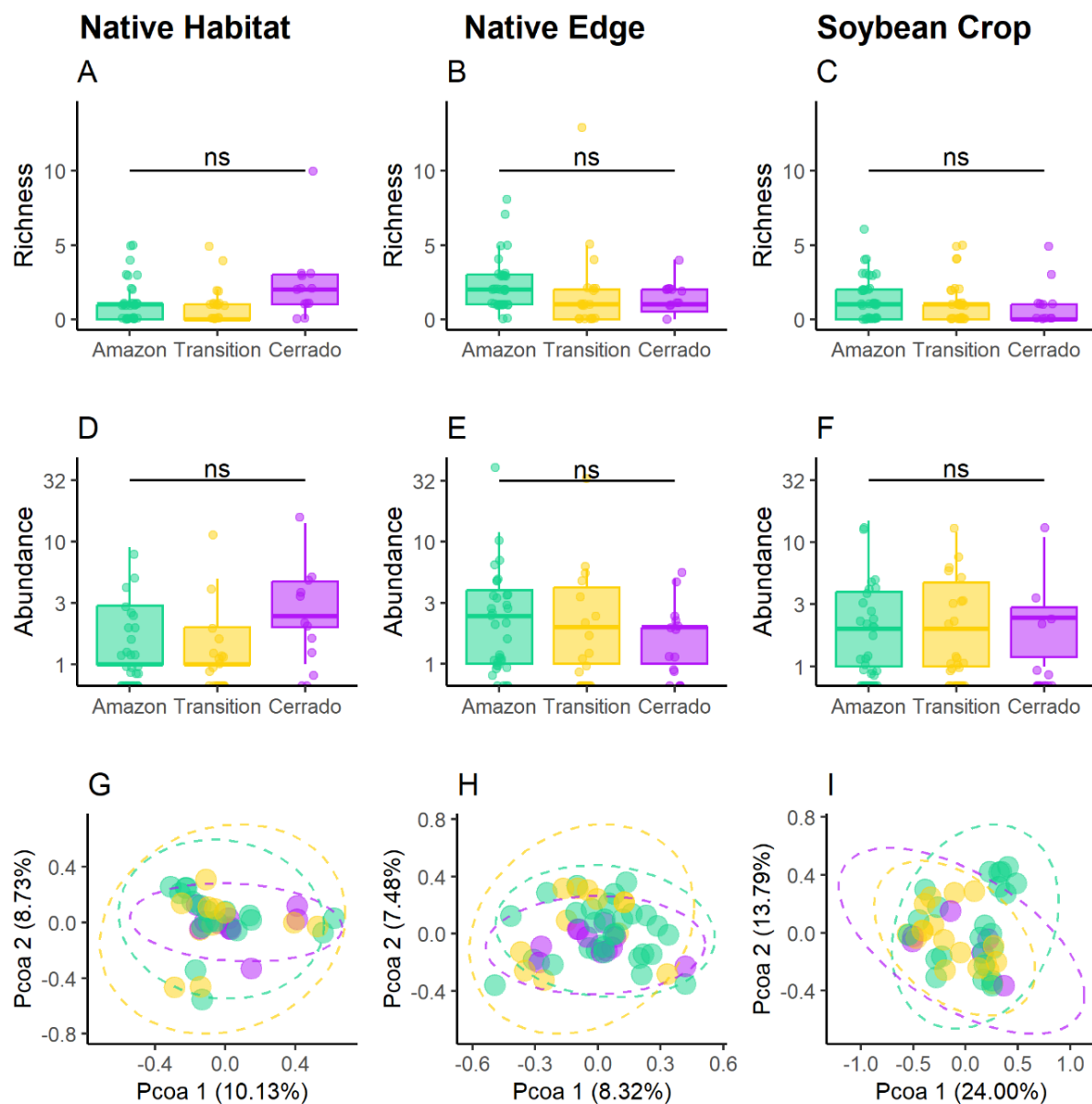
Apêndice H. Coeficientes dos modelos lineares generalizados (GLMM'S) comparando Riqueza e Abundância nos biomas (Amazônia=AMA, Zonas de Transição=TRA e Cerrado=CER), nos diferentes habitats, com a região como fator aleatório.

Variable	Biome	Model	X ²	Df	P value
Richness	All data	Full model	1.5919	2	0.45 ^{ns}
		AMA X TRA	-	-	-
		AMA X CER	-	-	-
		TRA X CER	-	-	-
	Native Habitat	Full model	3.396	2	0.18 ^{ns}
		AMA X TRA	-	-	-
		AMA X CER	-	-	-
		TRA X CER	-	-	-
	Native Edge	Full model	2.7891	2	0.24 ^{ns}
		AMA X TRA	-	-	-
		AMA X CER	-	-	-
		TRA X CER	-	-	-
	Soybean Crop	Full model	0.3389		0.84 ^{ns}
		AMA X TRA	-	-	-
		AMA X CER	-	-	-
		TRA X CER	-	-	-
Abundance	All data	Full model	1.1202	2	0.57 ^{ns}
		AMA X TRA	-	-	-
		AMA X CER	-	-	-
		TRA X CER	-	-	-
	Native Habitat	Full model	2.0863	2	0.35 ^{ns}
		AMA X TRA	-	-	-
		AMA X CER	-	-	-
		TRA X CER	-	-	-
	Native Edge	Full model	2.4731	2	0.29 ^{ns}
		AMA X TRA	-	-	-
		AMA X CER	-	-	-
		TRA X CER	-	-	-
	Soybean Crop	Full model	5.9529	2	0.051 ^{ns}
		AMA X TRA	-	-	-
		AMA X CER	-	-	-
		TRA X CER	-	-	-

* Indica resultado significativo nos critérios $p \leq 0.05$.

Fonte: O autor, 2024.

Apêndice I. Riqueza (A-C), Abundância (D-F) nos biomas nos diferentes habitats com a região como fator aleatório. Análise de Principal Componente Ordenado (PCoA) dos diferentes biomas nos diferentes habitats (G-J).



* Diferentes letras indicam diferença significativa nos critérios de $p \leq 0.01$ ou $p \leq 0.05$.

ns indica resultado não significativo nos critérios de $p \leq 0.01$ ou $p \leq 0.05$.

Fonte: O autor, 2024.

Apêndice J. Coeficientes dos modelos lineares generalizados (GLMM'S) comparando Riqueza e Abundância nos habitats, nos diferentes biomas, com a região como fator aleatório.

Variable	Biome	Model	X ²	Df	P value
Richness	All data	Full model	16.171	2	<0.01 *
		HAB X EDGE ¹	7.4075	1	<0.01 *
		HAB X SOY	0.2807	1	0.59 ^{ns}
		EDGE X SOY	10.613	1	<0.01 *
	Amazon	Full model	14.557	2	<0.01 *
		HAB X EDGE	5.5567	1	<0.05 *
		HAB X SOY	0.4952	1	0.48 ^{ns}
		EDGE X SOY	3.775	1	0.05 ^{ns}
	Transition	Full model	4.033	2	0.13 ^{ns}
		HAB X EDGE	-	-	-
		HAB X SOY	-	-	-
		EDGE X SOY	-	-	-
	Cerrado	Full model	15.205	2	<0.01 *
		HAB X EDGE	0.1741		0.67 ^{ns}
		HAB X SOY	6.5398		<0.05 *
		EDGE X SOY	1.3516		0.24 ^{ns}
Abundance	All data	Full model	42.26	2	<0.01 *
		HAB X EDGE	9.6968	1	<0.01 *
		HAB X SOY	2.4261	1	0.11 ^{ns}
		EDGE X SOY	19.446	1	<0.01 *
	Amazon	Full model	39.437	2	<0.01 *
		HAB X EDGE	29.688	1	<0.01 *
		HAB X SOY	1.2584	1	0.26 ^{ns}
		EDGE X SOY	4.733	1	<0.05 *
	Transition	Full model	20.439	2	<0.01 *
		HAB X EDGE	13.205	1	<0.01 *
		HAB X SOY	0.1075	1	0.74 ^{ns}
		EDGE X SOY	1.0455	1	0.30 ^{ns}
	Cerrado	Full model	26.012	2	<0.01 *
		HAB X EDGE	0.6968	1	0.40 ^{ns}
		HAB X SOY	8.0278	1	<0.01 *
		EDGE X SOY	2.4603	1	0.11 ^{ns}

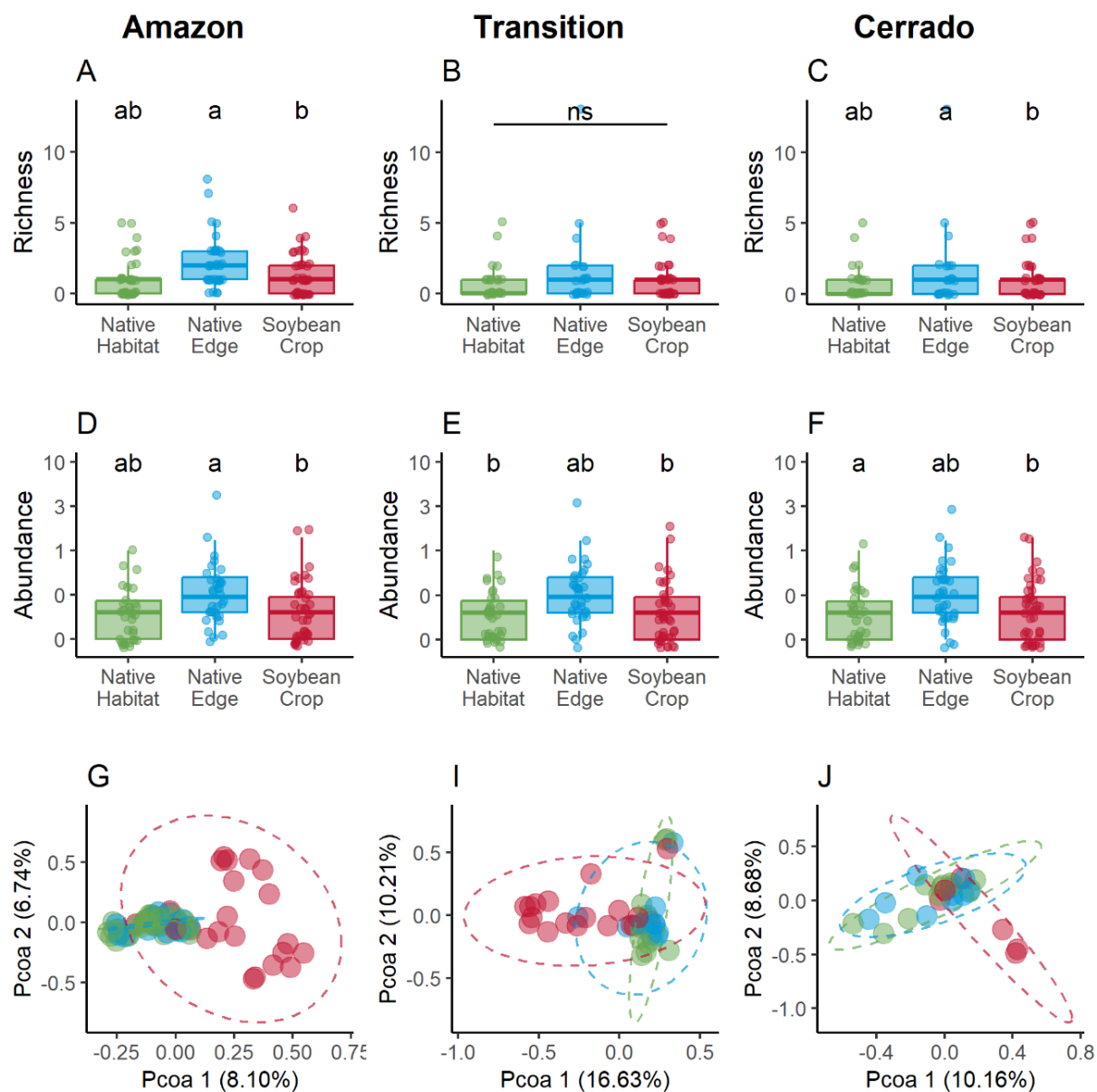
1 Native Habitat (HAB), Native Edge (EDGE) and Soybean Crop (SOY).

* Indica resultado significativo nos critérios de $p \leq 0.01$ ou $p \leq 0.05$.

ns indica resultado não significativo nos critérios de $p \leq 0.01$ ou $p \leq 0.05$.

Fonte: O autor, 2024.

Apêndice K. Riqueza (A-C) e Abundância (D-F) nos habitats, nos diferentes biomas, com a região como fator aleatório. Análise de Componente Principal Ordenado (PCoA) dos diferentes biomas nos diferentes habitats (G-J).



* Diferentes letras indicam diferença significativa nos critérios de $p \leq 0.01$ ou $p \leq 0.05$.

ns indica resultado não significativo nos critérios de $p \leq 0.01$ ou $p \leq 0.05$.

Fonte: O autor, 2024.

Apêndice L. Coeficientes da Permanova e Permdisp para a resposta pareada da Amazônia (AMA), Transição (TRA) e Cerrado (CER) nos diferentes habitats.

Habitat	Permanova			Permdisp
	AMA X TRA	AMA X CER	CER X TRA	
All data	$R^2=0.14$; $F_{\text{pseudo}}=0.78$; $p=0.83$	$R^2=0.02$; $F_{\text{pseudo}}=1.24$; $p=0.09$	$R^2=0.03$; $F_{\text{pseudo}}=1.27$; $p=0.13$	$F=2.96$; $p=0.05$
Native Habitat	$R^2=0.07$; $F_{\text{pseudo}}=1.05$; $p=0.38$	$R^2=0.08$; $F_{\text{pseudo}}=1.15$; $p=0.26$	$R^2=0.80$; $F_{\text{pseudo}}=0.69$; $p=1.00$	$F=0.83$; $p=0.44$
Native Edge	$R^2=0.06$; $F_{\text{pseudo}}=1.18$; $p=0.20$	$R^2=0.04$; $F_{\text{pseudo}}=0.88$; $p=0.69$	$R^2=0.06$; $F_{\text{pseudo}}=0.75$; $p=0.75$	$F=1.01$; $p=0.37$
Soybean Crop	$R^2=0.04$; $F_{\text{pseudo}}=0.78$; $p=0.70$	$R^2=0.09$; $F_{\text{pseudo}}=1.03$; $p=0.40$	$R^2=0.10$; $F_{\text{pseudo}}=1.12$; $p=0.45$	$F=0.92$; $p=0.40$

* Indica resultado significativo nos critérios de $p \leq 0.01$ ou $p \leq 0.05$.

Fonte: O autor, 2024.

Apêndice M. Coeficientes da Permanova e Permdisp para a resposta pareada dos Habitat Nativo (HAB), Borda do Nativo (EDGE) e Cultivo de Soja (SOY) nos biomas.

Biome	Permanova			Permdisp
	HAB X EDGE	HAB X SOY	EDGE X SOY	
All data	$R^2= 0.06$; $F_{\text{pseudo}}=2.65$; $p<0.01^*$	$R^2= 0.02$; $F_{\text{pseudo}}=0.77$; $p=0.83$	$R^2= 0.06$; $F_{\text{pseudo}}=3.76$; $p<0.01^*$	$F=9.74$; $p<0.01^*$
Amazon	$R^2= 0.05$; $F_{\text{pseudo}}=1.04$; $p=0.42$	$R^2= 0.09$; $F_{\text{pseudo}}=1.98$; $p<0.01^*$	$R^2= 0.08$; $F_{\text{pseudo}}=2.78$; $p<0.01^*$	$F=4.73$; $p=0.02^*$
Transition	$R^2= 0.09$; $F_{\text{pseudo}}=0.98$; $p=0.50$	$R^2= 0.10$; $F_{\text{pseudo}}=1.87$; $p=0.02^*$	$R^2= 0.14$; $F_{\text{pseudo}}=2.72$; $p<0.01^*$	$F=2.36$; $p=0.10$
Cerrado	$R^2= 0.20$; $F_{\text{pseudo}}=1.00$; $p=1.00$	$R^2= 0.25$; $F_{\text{pseudo}}=1.37$; $p=0.40$	$R^2= 0.14$; $F_{\text{pseudo}}=1.56$; $p=0.05^*$	$F=1.43$; $p=0.25$

* Indica resultado significativo nos critérios de $p \leq 0.01$ ou $p \leq 0.05$.

Fonte: O autor, 2024.

3. Dinâmica da paisagem sobre a abundância e biomassa de Noctuidae (Lepidoptera: Noctuoidea) em cultivos de soja e habitats nativos adjacentes na Amazônia e Cerrado de Mato Grosso

Resumo: Os cultivos de soja do Brasil são grandemente danificados por insetos desfolhadores, representados, em geral, por lagartas, fases jovens de espécies da família Noctuidae. Existem registros de que esses organismos podem ser afetados pela dinâmica das paisagens agrícolas e pela presença de habitat nativo dentro de sua paisagem, já que esse aumento incrementa a presença de inimigos naturais nos agroecossistemas. Por isso, neste trabalho investigamos possíveis diferenças entre habitats nativos e cultivos de soja, qual a proporção desses organismos na biomassa e como a paisagem afeta a biomassa de Noctuidae. Identificamos a maior abundância e biomassa de Noctuidae nas áreas cultivadas ($n=14728$; biomassa=2255.27g) do que nas nativas ($n= 869$; biomassa=227.73g). Proporcionalmente, a maior parte da biomassa é representada por Lepidópteros, mas os noctuídeos foram os mais representativos, 74.38% na soja e 32.83% no ambiente nativo. Além disso, nenhuma das variáveis da paisagem afetou a biomassa dos noctuídeos, porém NDVI, agricultura no buffer de 5000m e área agrícola da fazenda afetaram positivamente a biomassa nos habitats nativos. Essas informações ajudam a pensar na perspectiva do manejo das paisagens agrícolas visando melhorar o manejo de mariposas da família Noctuidae dentro dos agroecossistemas.

Palavras-chave: Manejo Integrado de Pragas. Agroecossistemas.

3.1. Introdução

O Brasil é o maior produtor mundial de soja (*Glycine max* (L.) Merr.), produzindo cerca de 40% de todo o grão (United States Department of Agriculture, 2023). Essa cultura apresenta muitas perdas em campo por conta de problemas fitossanitários (Oliveira *et al.*, 2014). Por isso, milhões de dólares são investidos em tecnificação e mecanismos de mitigação desses danos nesses sistemas de larga escala de produção em monocultura (Barona *et al.*, 2010; Reis, Zanatta e Reis, 2019).

Existem evidências empíricas e experimentais de o aumento da escala da agricultura afeta a comunidade de pragas, garantindo alimento em abundância e poucos fatores limitantes da população (Bianchi, Booij e Tscharntke, 2006; Rusch *et al.*, 2016). Já paisagens agrícolas com maiores quantidades de habitat nativo tendem a apresentar maior quantidade e riqueza de inimigos naturais, agentes de controle populacional (Karp *et al.*, 2018; Mitchell, Bennett e Gonzalez, 2014; Veres *et al.*, 2013). Esses organismos dependem de outros recursos encontrados dentro de habitats naturais e/ou seminaturais adjacentes ao cultivo para completar seus ciclos biológicos (Rusch *et al.*, 2016; Veres *et al.*, 2013). No cenário brasileiro, em geral esses ambientes são representados por Reservas Legais (RL), que são áreas nativas conservadas obrigatoriamente conservadas pelos produtores rurais para a manutenção de processos biológicos locais e a prestação continuada dos serviços ecossistêmicos (Brasil, 2012; Metzger *et al.*, 2019).

Para a soja, uma das principais pragas são as lagartas, formas juvenis de espécies da família Noctuidae (Lepidoptera: Noctuoidea). Essas lagartas se alimentam de folhas, reduzindo a área fotossintética das plantas, mas seu maior dano é às estruturas reprodutivas (flores e vagens), inviabilizando a produção do grão (Bueno, Batistela e Moscardi, 2010; Reis, Zanatta e Reis, 2019). Além disso, dentro dessa família estão espécies como as do gênero *Spodoptera* Guenée, 1852, que são altamente danosas para os cultivos de soja por serem polífagas, de alta mobilidade e apresentarem muitos hospedeiros intermediários, o que dificulta a produção de estratégias de manejo (Montezano *et al.*, 2018; Zhang, Y. *et al.*, 2023).

Hoje não existem trabalhos que avaliem a resposta de noctuídeos ao incremento de área agrícola de soja e outros elementos da paisagens, o que pode limitar a compreensão desse efeito nas regiões tropicais e suas particularidades. A partir dessa perspectiva, buscamos entender se esses fatores também podem

interferir na presença de mariposas-praga nos cultivos. Para entender esse processo, foram levantados os seguintes questionamentos: 1) Existe diferença da biomassa e abundância de Noctuidae em cultivos de soja e habitats nativos adjacentes? 2) Quanto proporcionalmente da biomassa total é representada por mariposas-praga? 3) Que variáveis da paisagem afetam a biomassa de Noctuidae?

3.2. Material e Métodos

3.2.1. Área de Estudo

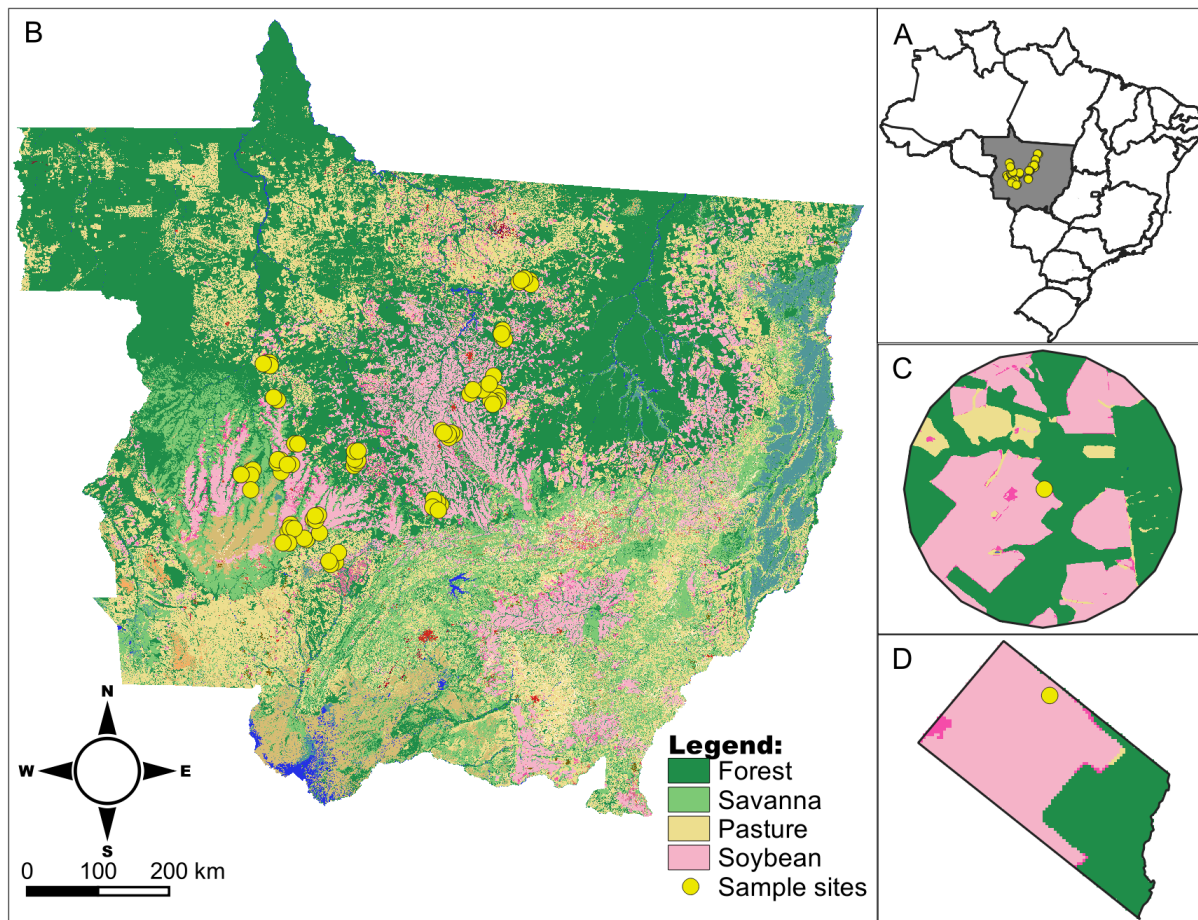
O estudo foi realizado em municípios das regiões norte e sudoeste de Mato Grosso, região caracterizada por estar no encontro entre os dois principais biomas do estado, Amazônia e Cerrado. Essa região apresenta clima segmentado em duas estações bem definidas, com uma estação seca e outra chuvosa, a temperatura varia entre 24° e 36° e a pluviosidade média é de 1700mm (Rosa *et al.*, 2007).

No estado há paisagens agrícolas extensas com produção predominante de monoculturas de commodities exportáveis que se aproveitam das condições climáticas para promoverem duas safras, além de apresentarem alto grau de tecnificação e mecanização, uso de variedades transgênicas e intensa aplicação de agrotóxicos (Barona *et al.*, 2010; Reis, Zanatta e Reis, 2019).

3.2.2. Amostragem de Lepidoptera

As coletas foram realizadas em 100 propriedades rurais do estado (Apêndice A), sempre no período reprodutivo da soja (*Glycine max*). Essas propriedades estavam inseridas em diferentes contextos de paisagens com áreas com cultivos de soja adjacentes a habitats nativos de diferentes proporções, incluindo áreas sem habitat adjacente (em um raio de 5km).

Figura 1. Distribuição espacial das unidades amostrais. Escala nacional (A) distribuição espacial e de uso do solo (B) dos pontos de coleta em fazendas produtoras de soja de Mato Grosso, Brasil. Indicação da extração das classes de uso do solo do buffer de 5000m (C) e das propriedades rurais (D).



Fonte: O autor, 2024.

Em campo, foi delimitado um transecto linear de 300m, partindo de 150m adentro do habitat nativo e indo 150m adentro do cultivo de soja, passando pela borda. Nesses pontos foram instaladas armadilhas do tipo *Malaise* que ficaram dispostas em campo durante 48h. Após esse período, o material biológico foi conservado em uma solução de álcool a 70% no Laboratório de Entomologia da Universidade do Estado de Mato Grosso.

Um primeiro processo foi a pesagem de biomassa total do material advindo do campo nas armadilhas, que teve como procedimento a secagem por 10 minutos do material biológico contido nas armadilhas com filtros de polipropileno tamanho 103 em temperatura ambiente. Após a estabilização do peso, o material foi pesado em uma balança semi-analítica. O material pesado foi reacondicionado em álcool à 70%

até o momento da triagem. Nesse processo, todos os lepidópteros foram separados e deles foram retirados os Noctuidae, ambas as categorias tiveram sua biomassa mensurada com base no mesmo protocolo. Durante o processo, alguns organismos foram identificados com base em manuais técnicos de identificação de pragas (Michereff Filho *et al.*, 2019; Moreira e Aragão, 2009).

3.2.3. Extração das métricas ambientais

Foram delimitados buffers de 5000m (buf-5km) com base no ponto da borda (Figura 1C), dos quais extraímos a média do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) para o buffer. Para extração dos dados de uso de solo na paisagem, utilizamos imagens de satélite já classificadas da plataforma MAPBIOMAS coleção 8 (Souza *et al.*, 2020) para os anos de coleta. Recortamos as imagens com base nos vetores dos buffers e os polígonos das propriedades rurais com base no Cadastro Ambiental Rural (CAR) (Ministério do Meio Ambiente e da Mudança Climática, 2024). A partir desses vetores, extraímos as classes de uso de solo do Mapbiomas para a época e contabilizamos quanto de área nativa havia dentro de cada propriedade, o espaço ocupado pelas atividades agrícolas e quanto de remanescentes nativos. Com base nos mapas de uso de solo, também foi identificado o ano de conversão da área para cultivos agrícolas.

3.2.4 Análise dos dados

A condução dos procedimentos analíticos se deu inicialmente com o uso de Modelos Lineares Generalizados Mistos (GLMM's) para entender se o Habitat tinha potencial para interferir nas variáveis peso e abundância de Noctuidae, tendo os sítios de coleta como fator aleatório, com a função *glm*. Comparamos esse modelo com modelos nulos para verificar a intensidade do efeito do habitat. Realizamos uma Análise de Variância (ANOVA, função *anova*) entre esses dois modelos com teste qui-quadrado. Com objetivo de identificar as melhores variáveis para uso, fizemos uma correlação de Pearson (Fieller, Hartley e Pearson, 1957) entre abundância e biomassa para Noctuidae e para os outros lepidópteros.

Foram utilizados GLM's (função *glm*) para identificar se NDVI, quantidade de área agrícola num buffer, área agrícola da propriedade e tempo de conversão para

soja podiam interferir sobre a biomassa de noctuídeos coletados nos ambientes nativos e de cultivos, para isso as respostas à essas variáveis, após realizar esse procedimento individualmente com cada variável. O tipo de cultivar foi removido já que não apresentou efeitos para nenhuma variável (Apêndice B). Foi ainda utilizada a função *dredge* para criar diferentes modelos e, a partir deles, calculamos o modelo médio com os modelos com delta menor ou igual a 5, usando *model.avg*, ambas do pacote *Mumin* (Bartoń, 2023). Extraímos ainda com a função *sw* do pacote *reghelper* (Hughes e Beiner, 2023) a quantidade de vezes que cada variável foi significativa dentro de cada modelo do *dredge*. Todas essas análises foram construídas dentro do Software R Versão 4.2.1 (R Core Team, 2022) e os gráficos construídos com o pacote *ggplot2* (Wickham, 2016).

3.3. Resultados

3.3.1. Frequência e diversidade

Neste trabalho verificamos a presença de Noctuidae em 99% dos pontos amostrais da cultura e 78,94% dos pontos do habitat nativo. Dentre esses noctuídeos, identificamos a presença de mariposas-praga da cultura da soja (Moreira e Aragão, 2009), como *Elaphria agrotina* (Guenée, 1852), *Elaphria deltoides* (Möschler, 1880), *Spodoptera frugiperda* (J.E. Smith, 1797), *Spodoptera eridania* (Stoll, 1782), *Spodoptera cosmioides* (Walker, 1858), *Chrysodeixis includens* (Walker, [1858]), *Agrotis* spp. (Hufnagel, 1766) e *Helicoverpa* spp. (Boddie, 1850). Também foram notadas outras espécies de pragas como *Omiodes indicata* (Fabricius, 1775) (Crambidae) e *Elasmopalpus lignosellus* (Zeller, 1848) (Pyralidae). Embora, a abundância dessas espécies e a riqueza delas serão trabalhadas neste estudo.

3.3.2. Abundância, Biomassa e Proporção

Para a família Noctuidae, a soja apresentou maior abundância, com 14728 indivíduos e biomassa de 2255,27g e o habitat nativo 869 indivíduos e 227,73g. Quando analisados de forma pareada, verificamos que os habitats diferiram entre si para abundância ($X^2=17787$; $p<0,001$) e para a Biomassa ($X^2=96,572$; $p<0,001$; Figuras 2 A e B). As outras famílias de Lepidoptera tiveram menor abundância que

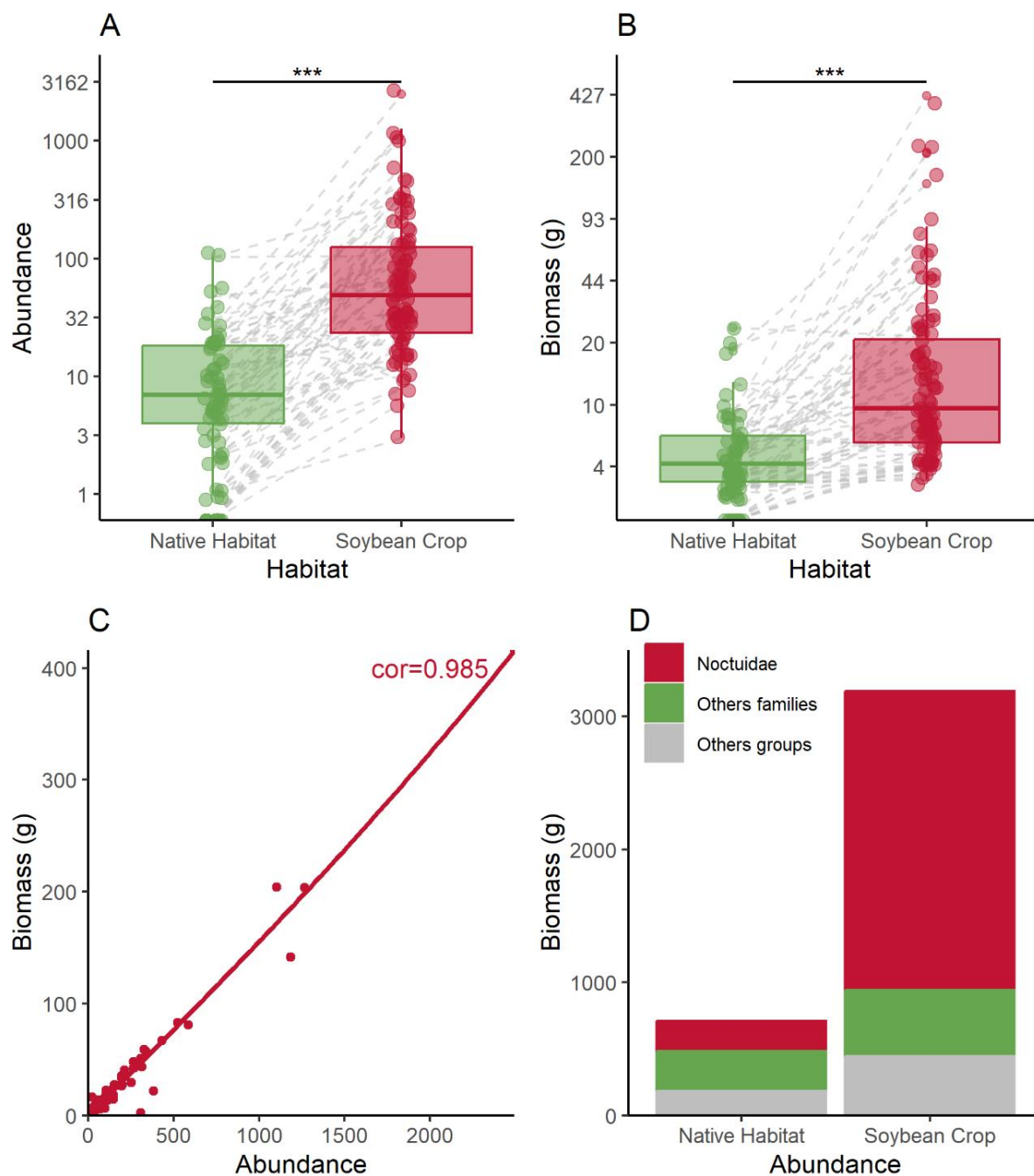
Noctuidae, mas diferiram na abundância ($X^2=12150$; $p<0,001$), com maior quantidade de mariposas na cultura, tendo 10905 indivíduos e 1167 no habitat nativo, mas não diferiram na biomassa ($X^2=1,40$; $p=0,49$), apresentando 497,42g e 296,52g, respectivamente.

Biomassa e Abundância foram altamente correlacionadas para Noctuidae ($r=0,985$; $p<0,01$) e para os outros lepidópteros ($r=0,893$; $p<0,01$) (Figura 2C). Os noctuídeos representam a maior biomassa coletada, com 2.483,00 g (66,64%), seguidos dos outros lepidópteros com 793.95 g (21,30%) enquanto os outros grupos representam 12.04% (448.78g). Ao dividir isso por habitat, a prevalência de Noctuidae se amplia na cultura, com 74.38%, os outros ficam com 16.41% e o restante com 9.21% (279.27g). Já no habitat nativo, a maior biomassa é dos outros lepidópteros, com 42.74%, seguidos dos noctuídeos com 32.83%, o restante representou 24.43% (169.50g) (Figura 2D).

3.3.3. Efeito das paisagens agrícolas sobre a biomassa

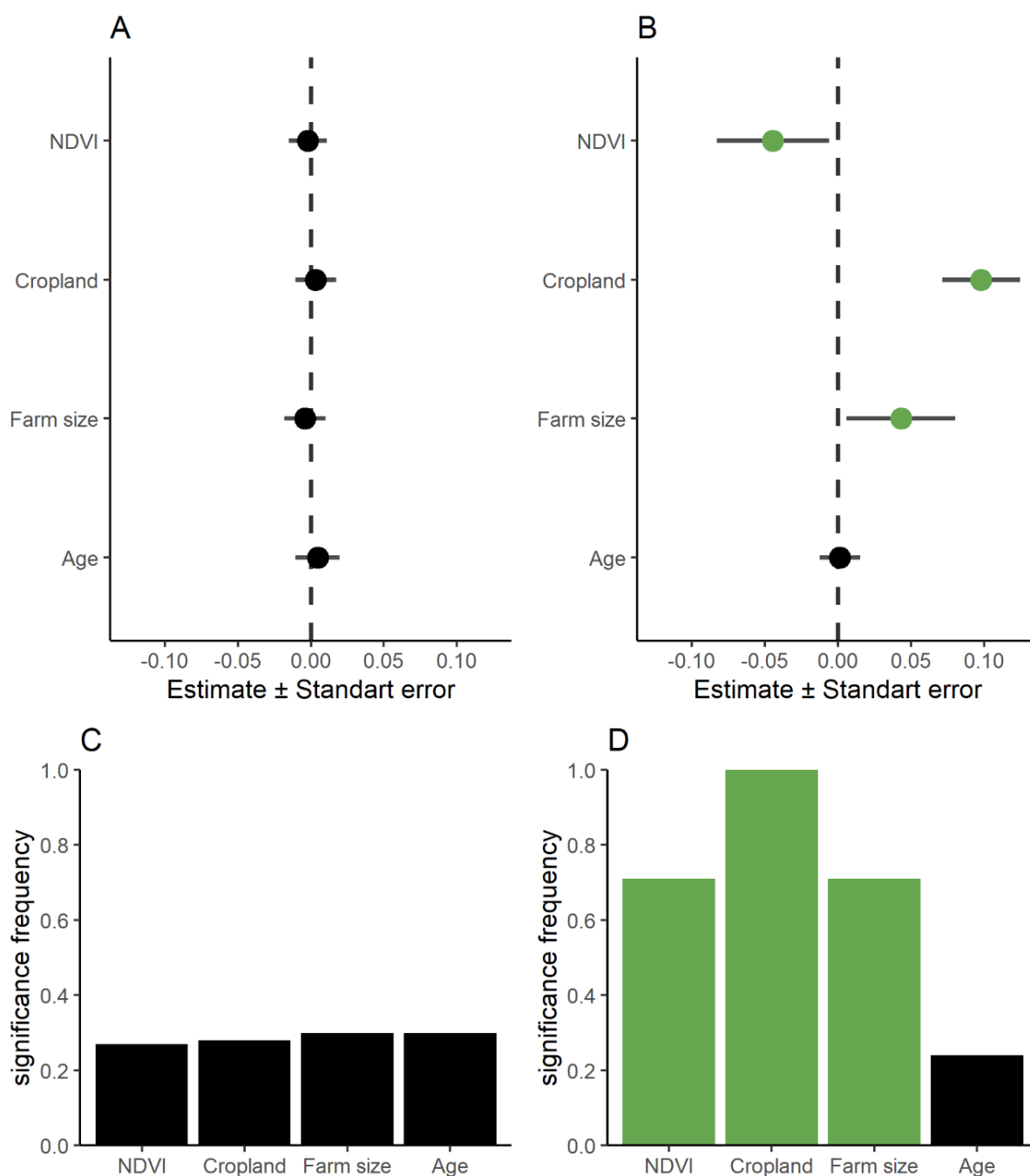
Dentro dos cultivos de soja, nenhuma das variáveis apresentou efeito significativo sobre a biomassa de Noctuidae (Figura 3A e C). Já nos habitats nativos, o aumento de noctuídeos foi afetado pela redução do NDVI, e positivamente pela quantidade de agricultura no buffer de 5000m e pelo tamanho da propriedade, porém, não significativamente pelo tempo de conversão de soja (Figura 3B). Destas variáveis, o tamanho do buffer de agricultura apresentou a mais alta importância, presente significativamente em todos os modelos testados (Figura 3D).

Figura 2. Distribuição dos pareada entre os ambientes nativos e os cultivos de soja adjacentes. Abundância (A), Biomassa (B), Correlação entre as duas (C) e Proporção entre Noctuidae, outros lepidópteros e outras ordens (D). *** Indicam diferença significativa a $p \leq 0.05$.



Fonte: O autor, 2024.

Figura 3: Modelo médio (pontos) $\pm$ erro padrão (linhas) e frequência das variáveis significativas (pontos coloridos em vermelho para cultura e verde para o habitat nativo) nos modelos para soja (A e C) Habitats nativos (B e D).



Fonte: O autor, 2024.

3.4. Discussão

A análise da resposta das pragas às paisagens agrícolas é essencial para a gestão desses sistemas. Esse tipo de questionamento sempre ganhou menos

destaque do que as questões de manejo, como uso de inseticidas e de variedades resistentes. Apesar disso, existem poucos trabalhos que avaliem essa dinâmica no Brasil e nenhum com Noctuidae, a principal família de insetos desfolhadores da soja, indicando a relevância dessa produção científica para a contribuição de um manejo de pragas que leve em consideração a composição das paisagens agrícolas.

3.4.1. Efeito do agroecossistema sobre proporção de mariposas

A cultura foi o ambiente com maior biomassa (64,27%) superior ao habitat nativo. Esta foi influenciada principalmente pela abundância de noctuídeos, principalmente espécies-praga. Encontramos 91.28% de toda a biomassa dessas mariposas no cultivo, o que identificamos como uma assembleia mais homogênea, devido à alta homogeneidade estrutural, esses organismos conseguem obter seus recursos dessa matriz e se proliferar em grande quantidade (Bianchi, Booij e Tscharntke, 2006). Estruturalmente os cultivos favorecem os lepidópteros-praga, que apresentam grande necessidade de consumo de material vegetal durante sua fase larval e possuem alta capacidade reprodutiva e capacidades de persistência (Carneiro *et al.*, 2024).

No caso das outras famílias de lepidópteros, houve menor discrepância entre os habitats e a cultura apresentou 25.30% a mais de mariposas. Foram identificadas até então, uma menor quantidade de espécies-praga detectadas, tendo em vista também que existem menos espécies-praga relevantes fora da família Noctuidae, embora *O. indicata* e *E. lignosellus* possam representar uma quantidade significativa de danos e perdas para os produtores (Biswas, 2013; Carneiro *et al.*, 2018; Kumar Brahman *et al.*, 2018).

3.4.2. Efeito da composição das paisagens agrícolas nos noctuídeos do cultivo

A dimensão da área de agricultura e da propriedade não interferiram significativamente na biomassa de Noctuidae na cultura. Como elas são o oposto da quantidade de área nativa, subentende-se que a quantidade de habitat nativo também não apresenta efeito. Esse efeito é contrário a hipótese desse trabalho, que relacionava o aumento da área agrícola na paisagem (consequente redução da área nativa) com o aumento da pressão de pragas. Esperava-se que a presença e maiores

quantidades de habitats nativos na paisagem tenderiam a promover a redução de pragas, embora em diferentes escalas (Haan, Zhang e Landis, 2020). Porém, o aumento das áreas cultivadas não apresenta, ao contrário do hipotetizado, um ganho tão intenso de mariposas-praga (Rosenheim *et al.*, 2022). O incremento de habitat não afetou significativamente as populações de outra importante praga da soja no hemisfério norte, os afídeos, *Aphis glycines* (Hemiptera: Aphididae) em cultivos de soja no Canadá. Neste mesmo estudo, as populações de outros insetos que eram desfolhadores ainda aumentaram conforme se ampliava o habitat nativo nas paisagens (Botzas-Coluni *et al.*, 2021).

Apesar do ambiente de cultivo apresentar-se como uma matriz de aparente facilidade para a colonização por pragas, dentro desse tipo de ambiente elas ainda possuem desafios que precisam superar para apresentarem bom desempenho (Rosenheim *et al.*, 2022; Segoli e Rosenheim, 2012). Um desses desafios para os noctuídeos é a nutrição dos adultos que apresentam aparelho bucal do tipo sugador e se alimentam principalmente de néctar das plantas (Carneiro *et al.*, 2024). Esse processo de alimentação do adulto é muito relevante, já que influencia diretamente na duração dos chamamentos dos machos, como já verificado para *Mythimna separata* (Walker 1865) (Han e Gatehouse, 1991). Dentro dos ambientes de monocultivo porém, há uma grande necessidade de contenção de plantas espontâneas, já que elas competem e prejudicam a produtividade, mas também oferecem recurso alimentar para as mariposas distantes das áreas nativas.

Existem evidências de que, para besouros rola-bosta (Coleoptera: Scarabeidae), o tempo de cultivo de soja apresenta efeito sobre a comunidade, beneficiando os organismos que conseguem persistir dentro das matrizes agrícolas (Machado *et al.*, 2023). Porém, dentro desse trabalho não foi detectado efeito significativo do tempo de conversão para soja para a biomassa de mariposas dentro dos cultivos. Apesar da variação existente dentre esses ambientes, principalmente devido ao manejo, os monocultivos são naturalmente homogêneos estruturalmente e apresentam outra característica, a de todo ano estarem disponíveis em cada vez maior quantidade para a alimentação das pragas (Simoes *et al.*, 2020). Essa característica, somada à alta capacidade de dispersão dos noctuídeos, suas altas fertilidade e fecundidade, ciclos de vida curtos (Barros, Torres e Bueno, 2010; WAN *et al.*, 2021) e por serem em grande parte polípagas podem realizar uso de hospedeiros intermediários como pontes-verdes (Dias *et al.*, 2016; Favetti *et al.*, 2017; Montezano

et al., 2018) permitem que os organismos dessa família sejam onipresentes dentro dos cultivos de soja (Zhang *et al.*, 2023).

3.4.3. Implicações da paisagem no Manejo de Pragas

O Manejo Integrado de Pragas é um sistema complexo que exige uma avaliação holística desses sistemas agrícolas e de suas dinâmicas (Hoffman-Campo, Côrrea-Ferreira e Moscardi, 2012). Observar as paisagens agrícolas como elemento para aumentar a eficiência do controle é uma das formas de melhorar esse manejo, visando reduzir a pressão causada pelas mariposas dentro da cultura (Prasanna, Huesing e Peschke, 2021).

Essa relação de paisagens agrícolas e redução da pressão de pragas já foi identificada (Bianchi, Booij e Tscharntke, 2006; Veres *et al.*, 2013). Principalmente, porque a proximidade dos habitats nativos é considerada um elemento relevante para a presença de importantes inimigos naturais das pragas, como as vespas sociais (Klein *et al.*, 2015; Oliveira *et al.*, 2022), aranhas (Pompozzi *et al.*, 2021), pássaros e morcegos (Linden *et al.*, 2019) entre outros inimigos naturais das pragas (Tscharntke *et al.*, 2005). Um claro exemplo disso é que, nos mesmos pontos desse trabalho, foi registrado um claro efeito do aumento da visitação de vespas sociais na soja, o que pode significar aumento da probabilidade de controle biológico (Ferreira *et al.*, 2020).

O manejo das paisagens, além de garantir a prestação de um conjunto de serviços ecossistêmicos, ainda disponibiliza aos produtores rurais ganhos em outras áreas, como na economia de insumos utilizados dentro do sistema de produção agrícola (Garibaldi *et al.*, 2023; Goldenberg *et al.*, 2022). Apesar disso, por vezes a relação entre pragas e paisagens pode apresentar resultados não consistentes, tendo em vista que essa é uma relação multifatorial (GRETTEMBERGER; TOOKER, 2020; KARP *et al.*, 2018). Porém, o incremento da distância de habitats nativos promoveu uma redução da quantidade de afídeos e desfolha, indicando que esses insetos, assim como os seus inimigos naturais, são encontrados mais próximos de remanescentes nativos (Mitchell, Bennett e Gonzalez, 2014). Então, consolidada a tese de que os habitats nativos são essencialmente ligados a presença dos inimigos naturais, eles podem também se tornar refúgio duradouro ou temporário das pragas (Tscharntke *et al.*, 2016).

3.4.4. Presença de Mariposas-praga nos habitats nativos

Ao se analisar a biomassa e abundância de noctuídeos dentro dos habitats nativos, percebeu-se grande presença desses organismos influenciada de maneira positiva pelo aumento da área de soja. Entre esses organismos foram visualizadas importantes espécies de mariposas-praga inflando a biomassa e abundância dentro dos habitats.

Existem evidências de que *S. frugiperda* realiza processos migratórios devido ao ciclo da cultura, revoando em busca de sítios de oviposição (Simon, Tramontini e Kirchner, 2021). Desse modo, conseguem cobrir grandes distâncias em busca de sítios de oviposição (Johnson, 1987; Wang *et al.*, 2023; Zhang, X.-Y. *et al.*, 2023). Por isso, hipotetizamos que as mariposas podem utilizar o ambiente nativo como local de passagem ou como estabelecimento provisório aguardando o cultivo, principalmente as espécies polífagas, como *S. frugiperda* (Montezano *et al.*, 2018), *H. armigera* (Jin *et al.*, 2023) e *S. eridania* (Capinera, 1969; Resende *et al.*, 2022).

Mas não qualquer habitat nativo, já que o NDVI apresentou efeito negativo para a abundância dessas mariposas. Essa variável por sua vez, está associada diretamente a mudança da vegetação e maiores valores indicam vegetações mais densas e estruturadas, onde foram detectadas menos invasões. Essas regiões de menor NDVI são categorizadas dentro do domínio de Cerrado, uma vegetação predominantemente savanística e que representa grande parte do avanço do cultivo de soja em Mato Grosso (Bolfé, Sano e Campos, 2020; Sano *et al.*, 2019). Tais ambientes mais abertos do Cerrado então são mais similares aos sistemas agrícolas do que as florestas com dossel das áreas de Amazônia e Transição (Marques *et al.*, 2020), por isso, a passagem das mariposas para esses ambientes deve ser mais facilitada, permitindo maior grau de penetração e de permanência nesses habitats nativos.

Specht *et al.* (2005) já identificaram a presença de espécies de noctuídeos-praga dentro de Unidades de Conservação, principalmente *S. frugiperda*, *S. eridania*, *C. includens*, *A. ipsilon* e *H. zea*, todas conhecidas pragas da soja. Os autores ressaltam como os usos de solo adjacentes a essas unidades de conservação apresentam capacidade de influenciar na composição de mariposas. A alta abundância de mariposas encontradas em nosso estudo, dentro do habitat nativo, pode significar a possibilidade desses insetos utilizarem esse ambiente como refúgio,

porém deve-se tratar essa situação como uma hipótese, já que sem a identificação das espécies, não se pode precisar sua frequência e abundância, tornando essa argumentação frágil. Mas caso seja comprovada, abre-se um debate acerca de os ambientes nativos podem se tornar repositório dessas espécies durante as entressafras e até mesmo um estabelecimento nesses habitats. Nesse caso então, aumenta-se mais uma estratégia de persistência nesses organismos, somando a diapausa facultativa das pupas e a sobrevivência de lagartas em hospedeiros alternativos (Barros, Torres e Bueno, 2010; Dias *et al.*, 2016; Montezano *et al.*, 2018).

Já existem estudos que destacam como os ambientes nativos apresentam potencial para abrigar pragas como percevejos (Laterza, Dioli e Tamburini, 2023), mariposas (Specht *et al.*, 2005) e até mesmo a mosca branca, *Bemisia tabaci* (Gennadius, 1889) (Hemiptera: Aleyrodidae) (Togni *et al.*, 2021). Essa presença pode ser associada a um desserviço, porém, esses ambientes também prestam importantes serviços ao abrigar inimigos naturais, polinizadores e agentes cicladores de nutrientes (Bianchi, Booij e Tscharrntke, 2006; Tscharrntke *et al.*, 2016). O manejo das áreas nativas tenda a obter saldo positivo, na medida em que os efeitos deletérios dos desserviços são sobrepujados pelos efeitos benéficos prestados (Mitchell, Bennett e Gonzalez, 2014; Power, 2010; Zhang *et al.*, 2007).

3.4.5. Considerações para futuros estudos de biodiversidade em agroecossistemas

Os resultados desse trabalho fornecem importantes insights para o manejo de paisagens agrícolas. Para o futuro, deverão ser mais bem estudados os efeitos de cultivares e outros métodos de controle do manejo da propriedade. Essas características apresentam alto potencial de modular a comunidade de noctuídeos-praga, assim como o restante dos componentes da biodiversidade e, por isso, devem ser coletadas e tratadas com alta prioridade para futuros estudos de biodiversidade em paisagens agrícolas.

Esses estudos devem visar a formação de um sistema agrícola menos nocivo para a biodiversidade e que consiga produzir alimentos, combustíveis e fibras, de forma suficiente, para atender a humanidade e ainda garantir a conservação da biodiversidade, visando alcançar a sustentabilidade real dentro da agricultura (Egli *et al.*, 2018). Ainda serão altamente relevantes pesquisas que visem identificar como essas mariposas irão se comportar diante de fenômenos climáticos que se tornarão

cada vez mais comuns, visando adaptar esses sistemas agrícolas para essas importantes transformações abióticas (Fonseca-Medrano *et al.*, 2019; Thomson, Macfadyen e Hoffmann, 2010).

3.5. Conclusão

Neste trabalho detectamos diferença significativa na biomassa entre os ambientes nativos e o cultivo de soja. A matriz agrícola apresentou maior biomassa, inflada pela abundância de noctuídeos-praga, cerca de 75% do total. Identificamos que nenhuma das variáveis analisadas apresentou efeito sobre a biomassa dentro dos cultivos, porém no habitat nativo, agricultura num buffer de 5000m e área da propriedade afetaram positivamente, enquanto NDVI o fez negativamente. A partir dessas respostas encontradas, este trabalho ajuda a embasar estratégias de gestão das paisagens agrícolas visando a maximização dos serviços ecossistêmicos e a minimização dos desserviços.

3.6. Referências

BARONA, E. *et al.* The role of pasture and soybean in deforestation of the Brazilian Amazon. **Environmental Research Letters**, v. 5, n. 2, p. 1–9, abr. 2010. DOI: <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/5/2/024002>

BARROS, E. M.; TORRES, J. B.; BUENO, A. F. Oviposição, desenvolvimento e reprodução de *Spodoptera frugiperda* (J.E. Smith) (Lepidoptera: Noctuidae) em diferentes hospedeiros de importância econômica. **Neotropical Entomology**, v. 39, n. 6, p. 996–1001, dez. 2010. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1519-566X2010000600023>

BARTOÑ, K. **MuMIn: Multi-Model Inference**. Disponível: <https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>. Acesso em: 21 fev. 2024.

BIANCHI, F. J. J. A.; BOOIJ, C. J. H.; TSCHARNTKE, T. Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: A review on landscape composition, biodiversity and natural

pest control. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 273, n. 1595, p. 1715–1727, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3530>

BISWAS, G. C. Insect Pests Of Soybean (*Glycine Max L.*), Their Nature Of Damage And Succession With The Crop Stages. *Journal of the Asiatic Society of Bangladesh Science*, v. 39, n. 1, p. 1-7, ago., 2013. DOI: <http://dx.doi.org/10.3329/jasbs.v39i1.16027>

BOLFE, É. L.; SANO, E. E.; CAMPOS, S. K. **Dinâmica Agrícola no Cerrado: Análises e Projeções**. Brasília: Embrapa, 2020.

BOTZAS-COLUNI, J. *et al.* Farmland heterogeneity is associated with gains in some ecosystem services but also potential trade-offs. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 322, n. 107661, p. 1–12, dez. 2021. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2021.107661>

BRASIL. **Lei no 12.651, de 25 de maio de 2012**. Presidência da República, 2012. Disponível: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm. Acesso em: 15 jan. 2024.

BUENO, A. F.; BATISTELA, M. J.; MOSCARDI, F. Níveis de desfolha tolerados na cultura da soja sem a ocorrência de prejuízos à produtividade Nível de ação e o MIP-Soja. **Circular Técnica**, v. 1, n. 79, p. 1–12, jul. 2010.

CAMPOS, A. L. DE *et al.* O avanço do agrotóxico no Brasil e seus impactos na saúde e no ambiente. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v. 14, n. 1, p. 191–204, jan. 2021. DOI: <https://doi.org/10.17765/2176-9168.2021v14n1e007934>

CAPINERA, J. L. Southern Armyworm, *Spodoptera eridania* (Cramer) (Insecta: Lepidoptera: Noctuidae). **EDIS**, v. 2002, n. 7, p. 1–3, 31 dez. 1969. DOI: <http://dx.doi.org/10.32473/edis-in263-1999>

CARNEIRO, E. *et al.* **Capítulo 33: Lepidoptera Linnaeus, 1758**. *In*: Insetos do Brasil: Diversidade e Taxonomia. Manaus: Editora INPA, 2024. p. 710–766. DOI: <https://doi.org/10.61818/56330464c33>

CARNEIRO, E. *et al.* Lepidopteran pests associated with the soybean cultivars phenology. **Bioscience Journal**, v. 34, n. 1, p. 112–121, p. 112–121, 2018. DOI: <http://dx.doi.org/10.14393/BJ-v34n1a2018-37172>

DIAS, A. S. *et al.* Bioecology of *Spodoptera frugiperda* (JE Smith, 1757) in different cover crops. **Bioscience Journal**, v. 32, n. 2, p. 337–345, mar. 2016. DOI: <https://doi.org/10.14393/BJ-v32n2a2016-29759>

EGLI, L. *et al.* Winners and losers of national and global efforts to reconcile agricultural intensification and biodiversity conservation. **Global Change Biology**, v. 24, n. 5, p. 2212–2228, maio 2018. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.14076>

EVANS, A. N. *et al.* Indirect effects of agricultural pesticide use on parasite prevalence in wild pollinators. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 258, p. 40–48, abr. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.02.002>

FAVETTI, B. M. *et al.* Pearl Millet: A Green Bridge for Lepidopteran Pests. **Journal of Agricultural Science**, v. 9, n. 6, p. 92, 15 maio 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.5539/jas.v9n6p92>

FERREIRA, J. V. A. *et al.* Effect of habitat amount and complexity on social wasps (Vespidae: Polistinae): implications for biological control. **Journal of Insect Conservation**, v. 24, n. 4, p. 613–624, 28 ago. 2020. DOI: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10841-020-00221-7>

FIELLER, E. C.; HARTLEY, H. O.; PEARSON, E. S. Tests for Rank Correlation Coefficients. I. **Biometrika**, v. 44, n. 3, p. 470, dez. 1957. DOI: <https://doi.org/10.2307/2332878>

FONSECA-MEDRANO, M. *et al.* The population dynamics of three polyphagous owlet moths (Lepidoptera: Noctuidae) and the influence of meteorological factors and ENSO on them. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 63, n. 4, p. 308–315, out. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rbe.2019.07.004>

GARIBALDI, L. A. *et al.* Smaller agricultural fields, more edges, and natural habitats reduce herbicide-resistant weeds. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 342, 1 fev. 2023. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2022.108260>

GOLDENBERG, M. G. *et al.* Effects of natural habitat composition and configuration, environment and agricultural input on soybean and maize yields in Argentina. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 339, n. 108133, p. 1–9, nov. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.108133>

GRETTEMBERGER, I. M.; TOOKER, J. F. Cultivar mixtures of soybeans have inconsistent effects on herbivore and natural-enemy populations. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 292, 15 abr. 2020. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2020.106835>

HAAN, N. L.; ZHANG, Y.; LANDIS, D. A. Predicting Landscape Configuration Effects on Agricultural Pest Suppression. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 35, n. 2, p. 175–186, fev. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2019.10.003>

HAN, E.; GATEHOUSE, A. G. The effect of adult feeding on female pre-calling period and ovarian development in a migratory moth, the Oriental armyworm *Mythimna separata* (Lepidoptera: Noctuidae). **Bulletin of Entomological Research**, v. 81, n. 4, p. 395–400, dez. 1991. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0007485300031953>

HOFFMAN-CAMPO, C. B.; CÔRREA-FERREIRA, B. S.; MOSCARDI, F. **Soja: manejo integrado de insetos e outros artrópodes-praga**. Brasília: Embrapa, 2012.

HUGHES, J.; BEINER, D. **reghelper: Helper Functions for Regression Analysis**. Disponível: <https://CRAN.R-project.org/package=reghelper>. Acesso em: 21 fev. 2024.

JIN, M. *et al.* Adaptive evolution to the natural and anthropogenic environment in a global invasive crop pest, the cotton bollworm. **Innovation**, v. 4, n. 4, 10 jul. 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016%2Fj.xinn.2023.100454>

JOHNSON, S. J. Migration and the life history strategy of the fall armyworm, *Spodoptera frugiperda* in the western hemisphere. **International Journal of Tropical Insect Science**, v. 8, n. 4, p. 543–549, dez. 1987. DOI: <http://dx.doi.org/10.1017/S1742758400022591>

KARP, D. S. *et al.* Crop pests and predators exhibit inconsistent responses to surrounding landscape composition. **Proceedings of the National Academy of**

Sciences of the United States of America, v. 115, n. 33, p. 7863–7870, ago. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.1800042115>

KLEIN, R. P. *et al.* Space-time variation in the composition, richness and abundance of social wasps (Hymenoptera: Vespidae: Polistinae) in a forest agriculture mosaic in Rio Grande do Sul, Brazil. **Acta Scientiarum - Biological Sciences**, v. 37, n. 3, p. 327–335, 2015. DOI: <https://doi.org/10.4025/actascibiolsoci.v37i3.27853>

KUMAR BRAHMAN, S. *et al.* Sucking insect-pests of soybean (*Glycine max* L.), their nature of damage and succession with the crop stages. **Journal of Pharmacognosy and Phytochemistry**, v. 7, n. 1, p. 1-10, 2018.

LATERZA, I.; DIOLI, P.; TAMBURINI, G. Semi-natural habitats support populations of stink bug pests in agricultural landscapes. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 342, n. 108223, p. 1–7, fev. 2023. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2022.108223>

LINDEN, V. M. G. *et al.* Ecosystem services and disservices by birds, bats and monkeys change with macadamia landscape heterogeneity. **Journal of Applied Ecology**, v. 56, n. 8, p. 2069–2078, ago. 2019. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.13424>

MACHADO, A. F. *et al.* Severe simplification of the structure of dung beetle assemblages in neotropical soybean croplands regardless of the native vegetation domain. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 357, n. 108654, p. 1–12, nov. 2023. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2023.108654>

MARQUES, E. Q. *et al.* Redefining the Cerrado–Amazonia transition: implications for conservation. **Biodiversity and Conservation**, v. 29, n. 5, p. 1501–1517, 1 abr. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01720-z>

METZGER, J. P. *et al.* Why Brazil needs its Legal Reserves. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 17, n. 3, p. 91–103, jul. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2019.07.002>

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE E DA MUDANÇA CLIMÁTICA. **Sistema de Cadastro Ambiental Rural**. Disponível: <https://www.car.gov.br/publico/imoveis/index>. Acesso em: 21 fev. 2024.

MITCHELL, M. G. E.; BENNETT, E. M.; GONZALEZ, A. Agricultural landscape structure affects arthropod diversity and arthropod-derived ecosystem services. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 192, p. 144–151, jul. 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.04.015>

MONTEZANO, D. G. *et al.* Host Plants of *Spodoptera frugiperda* (Lepidoptera: Noctuidae) in the Americas. **African Entomology**, v. 26, n. 2, p. 286–300, set. 2018. DOI: <http://dx.doi.org/10.4001/003.026.0286>

MOREIRA, H. J. DA C.; ARAGÃO, F. D. **Manual de Pragas da Soja**. Campinas: Agrolink, 2009.

OLIVEIRA, C. M. *et al.* Crop losses and the economic impact of insect pests on Brazilian agriculture. **Crop Protection**, v. 56, n. 1, p. 50–54, fev., 2014. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.cropro.2013.10.022>

OLIVEIRA, N. S. *et al.* The importance of legal reserve for predator social wasp diversity in an agroecosystem in the Brazilian Cerrado. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 21, n. 47, p. 1–10, dez. 2022. DOI: <http://dx.doi.org/10.1080/01650521.2022.2147045>

POMPOZZI, G. *et al.* Differential responses in spider oviposition on crop-edge gradients in agroecosystems with different management. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 322, n. 107654, p. 1–8, dez. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107654>

POWER, A. G. Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 365, n. 1554, p. 2959–2971, set. 2010. DOI: <https://doi.org/10.1098%2Frstb.2010.0143>

PRASANNA, B. M.; HUESING, J. E.; PESCHKE, V. M. **Fall Armyworm in Asia: A guide for Integrated Pest Management**. Ciudad de México: International Maize and Wheat Improvement Center, 2021.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. Disponível: <https://www.R-project.org/>. Acesso em: 5 abr. 2023.

REIS, E. M.; ZANATTA, M.; REIS, A. C. Relationship between soybean plant defoliation and Asian soybean rust severity. **Summa Phytopathologica**, v. 45, n. 3, p. 252–254, set. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1590/0100-5405/186505>

RESENDE, L. S. *et al.* *Spodoptera eridania* (Lepidoptera: Noctuidae): first report on *Amaranthus hybridus* (Amaranthaceae) in Brazil. **Advances in Weed Science**, v. 40, n. 2, p. 1–5, jun. 2022. DOI: <https://doi.org/10.51694/AdvWeedSci/2022;40:Amaranthus008>

ROSA, D. B. *et al.* A Distribuição Espacial das chuvas na porção Centro Oeste do Estado de Mato Grosso-Brasil. **Revista Eletrônica da Associação dos Geógrafos Brasileiros**, v. 1, n. 5, p. 127–152, 2007.

ROSENHEIM, J. A. *et al.* Increasing crop field size does not consistently exacerbate insect pest problems. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 119, n. 37, p. 1–8, jul. 2022. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.2208813119>

RUSCH, A. *et al.* Agricultural landscape simplification reduces natural pest control: A quantitative synthesis. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 221, p. 198–204, 1 abr. 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2016.01.039>

SANO, E. E. *et al.* Cerrado ecoregions: A spatial framework to assess and prioritize Brazilian savanna environmental diversity for conservation. **Journal of Environmental Management**, v. 232, p. 818–828, fev. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.108>

SEGOLI, M.; ROSENHEIM, J. A. Should increasing the field size of monocultural crops be expected to exacerbate pest damage? **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 150, p. 38–44, 15 mar. 2012. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2012.01.010>

SIMOES, R. *et al.* Land use and cover maps for Mato Grosso State in Brazil from 2001 to 2017. **Scientific Data**, v. 7, n. 34, p. 1–10, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41597-020-0371-4>

SIMON, G. N.; TRAMONTINI, L. S.; KIRCHNER, J. H. Flutuação populacional e eficiência de panos de batida na coleta de *Spodoptera frugiperda* na cultura da soja em Espumoso/RS. **Brazilian Journal of Animal and Environmental Research**, v. 4, n. 4, p. 5592–5598, nov. 2021. DOI: <https://doi.org/10.34188/bjaerv4n4-056>

SOUZA, C. M. Z. *et al.* Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. **Remote Sensing**, v. 12, n. 17, p. 2735, ago. 2020. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs12172735>

SPECHT, A. *et al.* Noctuídeos (Lepidoptera, Noctuidae) coletados em quatro Áreas Estaduais de Conservação do Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 49, n. 1, p. 130–140, mar. 2005. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0085-56262005000100015>

THOMSON, L. J.; MACFADYEN, S.; HOFFMANN, A. A. Predicting the effects of climate change on natural enemies of agricultural pests. **Biological Control**, v. 52, n. 3, p. 296–306, mar. 2010. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocontrol.2009.01.022>

TOGNI, P. H. B. *et al.* Spatial dynamic and spillover of the polyphagous pest *Bemisia tabaci* is influenced by differences in farmland habitats on tropical organic farms. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 320, n. 107610, p. 1–9, out. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107610>

TSCHARNTKE, T. *et al.* Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity ecosystem service management. **Ecology Letters**, v. 8, n. 8, p. 857–874, ago. 2005. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00782.x>

TSCHARNTKE, T. *et al.* When natural habitat fails to enhance biological pest control – Five hypotheses. **Biological Conservation**, v. 204, n. 2, p. 449–458, dez. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.10.001>

UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE. **Soybean Explorer**. Disponível: <https://ipad.fas.usda.gov/cropexplorer/cropview/commodityView.aspx?cropid=2222000>. Acesso em: 4 set. 2023.

VERES, A. *et al.* Does landscape composition affect pest abundance and their control by natural enemies? A review. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 166, n. 1, p. 110–117, out. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.05.027>

WAN, J. *et al.* Biology, invasion and management of the agricultural invader: Fall armyworm, *Spodoptera frugiperda* (Lepidoptera: Noctuidae). **Journal of Integrative Agriculture**, v. 20, n. 3, p. 646–663, mar. 2021. DOI: [https://doi.org/10.1016/S2095-3119\(20\)63367-6](https://doi.org/10.1016/S2095-3119(20)63367-6)

WAN, J. *et al.* Biology, invasion and management of the agricultural invader: Fall armyworm, *Spodoptera frugiperda* (Lepidoptera: Noctuidae). **Journal of Integrative Agriculture**, v. 20, n. 3, p. 646–663, mar., 2021. DOI: [http://dx.doi.org/10.1016/S2095-3119\(20\)63367-6](http://dx.doi.org/10.1016/S2095-3119(20)63367-6)

WANG, J. *et al.* Migration risk of fall armyworm (*Spodoptera frugiperda*) from North Africa to Southern Europe. **Frontiers in Plant Science**, v. 14, n. 3, p. 1–12, abr. 2023. DOI: <https://doi.org/10.3389/fpls.2023.1141470>

WICKHAM, H. **ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis**. Cham: Springer International Publishing, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1007/978-3-319-24277-4>

ZHANG, W. *et al.* Ecosystem services and dis-services to agriculture. **Ecological Economics**, v. 64, n. 2, p. 253–260, dez. 2007. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.02.024>

ZHANG, Y. *et al.* Global Potential Geographical Distribution of the Southern Armyworm (*Spodoptera eridania*) under Climate Change. **Biology**, v. 12, n. 7, p. 1–12, jul. 2023. DOI: <https://doi.org/10.3390/biology12071040>

3.7. Apêndices

Apêndice A. Localização dos Sítios de coleta dentro dos municípios coletados.

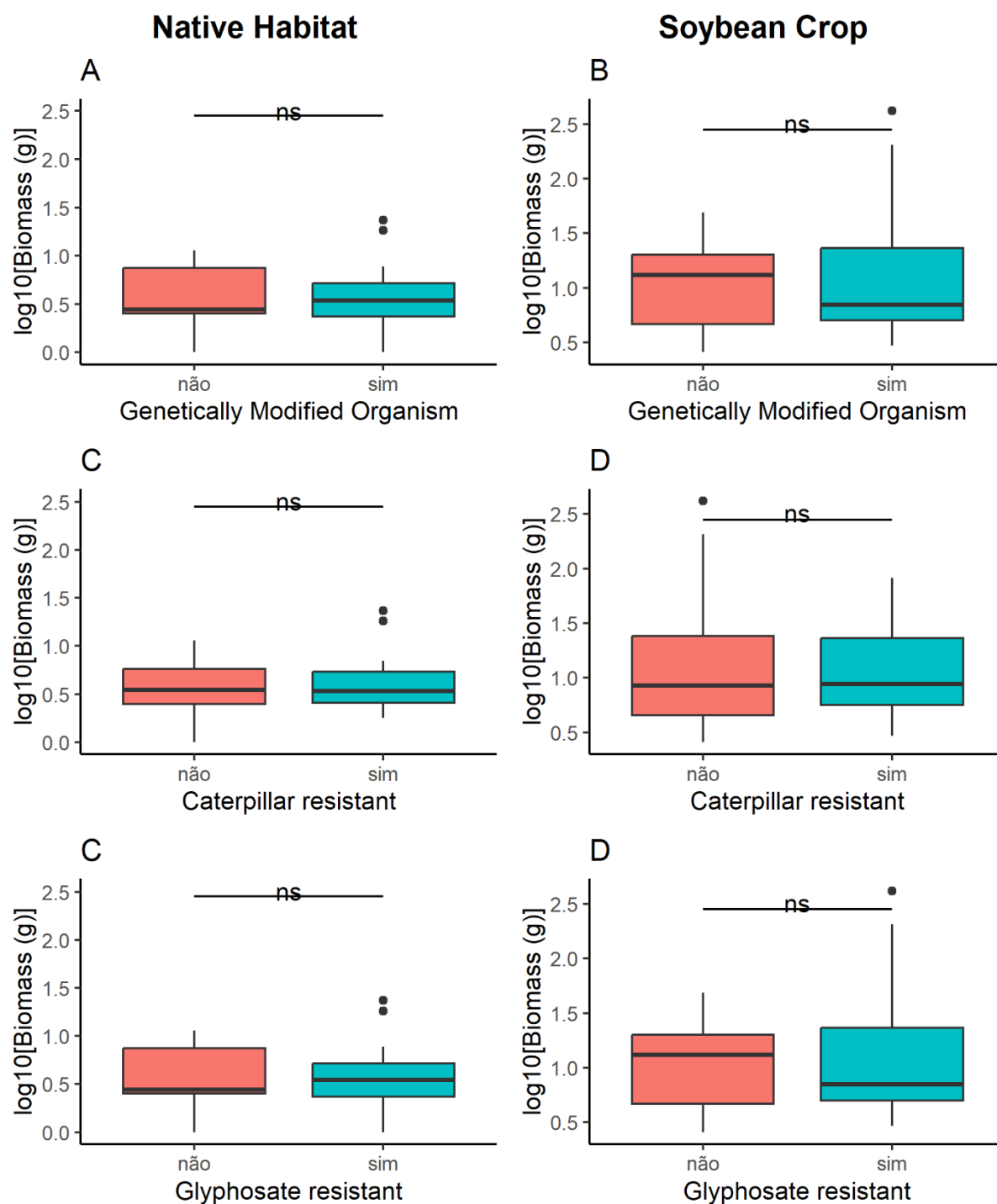
Sítio de coleta	Longitude	Latitude	Município	Bioma	Região
1	-58.248	-11.95	Brasnorte	Amazonia	Brasnorte
2	-58.215	-11.954	Brasnorte	Amazonia	Brasnorte
3	-58.262	-11.978	Brasnorte	Amazonia	Brasnorte
4	-58.207	-11.992	Brasnorte	Amazonia	Brasnorte
5	-58.303	-11.966	Brasnorte	Amazonia	Brasnorte
6	-58.473	-13.407	Sapezal	Transition	Sapezal
7	-58.44	-13.391	Sapezal	Transition	Sapezal
8	-58.466	-13.469	Sapezal	Transition	Sapezal
9	-58.603	-13.46	Sapezal	Transition	Sapezal
10	-58.509	-13.703	Sapezal	Transition	Sapezal
11	-58.468	-13.663	Sapezal	Transition	Sapezal
12	-57.088	-13.339	Nova Maringá	Amazonia	Bandeirantes
13	-57.052	-13.306	Nova Maringá	Amazonia	Bandeirantes
14	-57.029	-13.269	Nova Maringá	Amazonia	Bandeirantes
15	-57.081	-13.25	Nova Maringá	Amazonia	Bandeirantes
16	-57.08	-13.145	Nova Maringá	Amazonia	Bandeirantes
17	-57.028	-13.138	Nova Maringá	Amazonia	Bandeirantes
18	-57.333	-14.634	Tangará da Serra	Amazonia	TGA
19	-57.292	-14.501	Santo Afonso	Amazonia	TGA
20	-57.396	-14.667	Tangará da Serra	Amazonia	TGA
21	-57.725	-14.332	Tangará da Serra	Cerrado	CNP_S
22	-57.753	-14.316	Tangará da Serra	Cerrado	CNP_S
23	-57.543	-14.241	Nova Marilândia	Cerrado	CNP_S
24	-57.633	-14.051	Diamantino	Cerrado	CNP_S
25	-57.597	-14.074	Diamantino	Cerrado	CNP_S
26	-57.562	-13.999	Diamantino	Cerrado	CNP_S
27	-57.605	-14.008	Diamantino	Cerrado	CNP_S
28	-58.063	-13.42	Campo Novo dos Parecis	Transition	CNP_N
29	-58.119	-13.296	Campo Novo dos Parecis	Transition	CNP_N
30	-58.073	-13.26	Campo Novo dos Parecis	Transition	CNP_N
31	-58.111	-13.256	Campo Novo dos Parecis	Transition	CNP_N
32	-57.919	-13.319	Campo Novo dos Parecis	Cerrado	CNP_N
33	-57.981	-13.323	Campo Novo dos Parecis	Cerrado	CNP_N
34	-57.97	-14.223	Campo Novo dos Parecis	Cerrado	CNP_S
35	-57.931	-14.127	Campo Novo dos Parecis	Cerrado	CNP_S
36	-57.94	-14.177	Campo Novo dos Parecis	Cerrado	CNP_S
37	-57.889	-14.186	Tangará da Serra	Cerrado	CNP_S
38	-57.961	-14.375	Tangará da Serra	Cerrado	CNP_S
39	-58.035	-14.375	Brasnorte	Cerrado	CNP_S
40	-57.883	-13.045	Brasnorte	Ecótono	CNP_N
41	-57.837	-13.047	Brasnorte	Transition	CNP_N

Sítio de coleta	Longitude	Latitude	Município	Bioma	Região
42	-58.106	-12.459	Brasnorte	Transition	Brasnorte_II
43	-58.163	-12.418	Tangará da Serra	Transition	Brasnorte_II
44	-57.418	-14.621	Marcelândia	Amazonia	TGA
45	-54.724	-10.85	Nova Santa Helena	Amazonia	St_Helena
46	-54.798	-10.86	Marcelândia	Amazonia	St_Helena
47	-54.713	-10.902	Nova Santa Helena	Amazonia	St_Helena
48	-54.872	-10.875	Nova Santa Helena	Amazonia	St_Helena
49	-54.795	-10.825	Nova Santa Helena	Amazonia	St_Helena
50	-54.84	-10.844	Cláudia	Amazonia	St_Helena
51	-55.088	-11.615	Cláudia	Amazonia	Claudia
52	-55.06	-11.643	Cláudia	Amazonia	Claudia
53	-55.089	-11.519	Cláudia	Amazonia	Claudia
54	-55.104	-11.568	Vera	Amazonia	Claudia
55	-55.151	-12.359	Vera	Amazonia	Vera
56	-55.145	-12.409	Vera	Amazonia	Vera
57	-55.148	-12.472	Vera	Amazonia	Vera
58	-55.204	-12.481	Vera	Amazonia	Vera
59	-55.255	-12.459	Vera	Amazonia	Vera
60	-55.218	-12.515	Vera	Amazonia	Vera
61	-55.36	-12.32	Vera	Amazonia	Vera
62	-55.533	-12.373	Vera	Amazonia	Vera
63	-55.489	-12.32	Vera	Amazonia	Vera
64	-55.208	-12.129	Vera	Amazonia	Vera
65	-55.267	-12.242	Sorriso	Amazonia	Vera
66	-55.734	-12.919	Sorriso	Transition	Lucas
67	-55.772	-12.899	Sorriso	Transition	Lucas
68	-55.809	-12.961	Sorriso	Transition	Lucas
69	-55.82	-12.915	Sorriso	Transition	Lucas
70	-55.907	-12.86	Sorriso	Transition	Lucas
71	-55.876	-12.893	Nova Mutum	Transition	Lucas
72	-55.921	-13.862	Nova Mutum	Transition	Mutum
73	-55.959	-13.825	Nova Mutum	Transition	Mutum
74	-56.013	-13.789	Nova Mutum	Transition	Mutum
75	-56.025	-13.891	Nova Mutum	Transition	Mutum
76	-55.953	-13.939	Sapezal	Transition	Mutum
77	-58.561	-13.611	Sapezal	Transition	Sapezal
78	-58.542	-13.647	Sapezal	Transition	Sapezal
79	-58.506	-13.637	Sapezal	Transition	Sapezal
80	-58.523	-13.596	Sapezal	Transition	Sapezal
81	-58.546	-13.565	Sapezal	Transition	Sapezal
82	-58.464	-13.563	Sapezal	Transition	Sapezal
83	-58.508	-13.553	Diamantino	Transition	Sapezal
84	-58.522	-13.481	Diamantino	Transition	Sapezal
85	-58.553	-13.447	Diamantino	Transition	Sapezal
86	-57.536	-14.2	Diamantino	Cerrado	CNP_S

Sítio de coleta	Longitude	Latitude	Município	Bioma	Região
87	-57.561	-14.029	Diamantino	Cerrado	CNP_S
88	-57.499	-14.016	Diamantino	Cerrado	CNP_S
89	-57.429	-14.085	Diamantino	Cerrado	CNP_S
90	-57.382	-14.012	Diamantino	Transition	CNP_S
91	-57.335	-14.005	Brasnorte	Transition	CNP_S
92	-58.307	-11.976	Brasnorte	Amazonia	Brasnorte
93	-58.258	-11.882	Brasnorte	Transition	Brasnorte
94	-58.268	-12.01	Brasnorte	Amazonia	Brasnorte
95	-58.02	-11.816	Brasnorte	Amazonia	Brasnorte
96	-58.056	-11.833	Brasnorte	Amazonia	Brasnorte
97	-58.224	-11.987	Brasnorte	Amazonia	Brasnorte
98	-58.252	-11.804	Brasnorte	Transition	Brasnorte
99	-58.191	-11.865	Brasnorte	Transition	Brasnorte
100	-58.222	-11.876	Brasnorte	Transition	Brasnorte

Fonte: O autor, 2024.

Apêndice B. Efeitos do melhoramento genético utilizadas nas cultivares sobre a biomassa de Noctuidae.



ns indica resultado não significativo.

Fonte: O autor, 2024.

4. Considerações Finais

A produção de soja da maneira como é concebida apresenta elevada dificuldade de ser consorciada com a conservação da biodiversidade (Dainese *et al.*, 2019). Isso se deve, principalmente, pela sua altíssima extensão e homogeneidade ambiental, o que dificulta a prestação de serviços ecossistêmicos e torna esses sistemas mais dependentes da utilização de insumos produtivos, o que encarece essa produção (Garibaldi *et al.*, 2021, 2023).

Os dois capítulos produzidos nessa dissertação ajudam a elencar os efeitos da expansão produtiva e substituição dos habitats nativos sobre a biodiversidade e como as paisagens devem ser pensadas para a intensificação do controle de pragas. Sendo assim, eles fornecem subsídios informacionais para a construção de sistemas agrícolas mais diversificados, heterogêneos e que sua construção e consolidação leve em conta a prestação dos serviços ecossistêmicos, tornando-os mais amigáveis para a biodiversidade nativa (Garibaldi *et al.*, 2021).

Nesse sentido, a construção de sistemas menos nocivos tende a gerar impactos sociais, ambientais e econômicos positivos, beneficiando toda a cadeia relacionada a essa produção. Esse processo de construção é essencial nesse mundo de transformações e que necessita de rápidas modificações para contenção das mudanças climáticas que ameaçam a continuidade da vida sobre a superfície da terra e indicam a necessidade de consorciar a produção agrícola com a conservação da biodiversidade, para o bem de todo o planeta (Giannini *et al.*, 2017, 2020; Raven e Wagner, 2021; Skendžić *et al.*, 2021).

4.1 Referências

DAINESE, M. *et al.* A global synthesis reveals biodiversity-mediated benefits for crop production. **Science Advances**, v. 5, n. 10, out. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1126/sciadv.aax0121>

GARIBALDI, L. A. *et al.* Time to Integrate Pollinator Science into Soybean Production. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 36, n. 7, p. 573–575, jul. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2021.03.013>

GARIBALDI, L. A. *et al.* Smaller agricultural fields, more edges, and natural habitats reduce herbicide-resistant weeds. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 342, fev., 2023. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2022.108260>

GIANNINI, T. C. *et al.* Projected climate change threatens pollinators and crop production in Brazil. **PLOS ONE**, v. 12, n. 8, p. 1–13, ago., 2017. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0182274>

GIANNINI, T. C. *et al.* Climate change in the Eastern Amazon: crop-pollinator and occurrence-restricted bees are potentially more affected. **Regional Environmental Change**, v. 20, n. 9, p. 1–12, mar., 2020. DOI: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10113-020-01611-y>

RAVEN, P. H.; WAGNER, D. L. Agricultural intensification and climate change are rapidly decreasing insect biodiversity. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 118, n. 2, p. 1–6, jan., 2021. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.2002548117>

SKENDŽIĆ, S. *et al.* The Impact of Climate Change on Agricultural Insect Pests. **Insects**, v. 12, n. 5, p. 440-450, maio, 2021. DOI: <https://doi.org/10.3390/insects12050440>