



UNIVERSIDADE  
ESTADUAL DE LONDRINA

---

ANDRÉ LUIZ GOBATTO

**AVALIAÇÃO DO SUCESSO DE ÁREAS RESTAURADAS NO  
RESTABELECIMENTO DAS FAUNAS DE ABELHAS E  
VESPAS SOLITÁRIAS QUE NIFIDICAM EM CAVIDADES  
PREEXISTENTES E SEUS INIMIGOS NATURAIS EM  
PAISAGENS ALTAMENTE MANEJADAS**

---

Londrina  
2021

ANDRÉ LUIZ GOBATTO

**AVALIAÇÃO DO SUCESSO DE ÁREAS RESTAURADAS NO  
RESTABELECIMENTO DAS FAUNAS DE ABELHAS E  
VESPAS SOLITÁRIAS QUE NIFIDICAM EM CAVIDADES  
PREEXISTENTES E SEUS INIMIGOS NATURAIS EM  
PAISAGENS ALTAMENTE MANEJADAS**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina - UEL, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor.

Orientador: Prof. Dra. Silvia Helena Sofia

Londrina  
2021

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor, através do Programa de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da UEL

G574 Gobatto, André Luiz.  
Avaliação do sucesso de áreas restauradas no restabelecimento das faunas de abelhas e vespas solitárias que nidificam em cavidades preexistentes e seus inimigos naturais em paisagens altamente manejadas / André Luiz Gobatto. - Londrina, 2021.  
138 f. : il.

Orientador: Sílvia Helena Sofia.  
Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual de Londrina, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, 2021.  
Inclui bibliografia.

1. Restauração ecológica - Tese. 2. Polinizadores e predadores - Tese. 3. Ninhos-armadilha - Tese. 4. Paisagens agrícolas - Tese. I. Sofia, Sílvia Helena. II. Universidade Estadual de Londrina. Centro de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas. III. Título.

CDU 574

ANDRÉ LUIZ GOBATTO

**AVALIAÇÃO DO SUCESSO DE ÁREAS RESTAURADAS NO  
RESTABELECIMENTO DAS FAUNAS DE ABELHAS E  
VESPAS SOLITÁRIAS QUE NIFIDICAM EM CAVIDADES  
PREEXISTENTES E SEUS INIMIGOS NATURAIS EM  
PAISAGENS ALTAMENTE MANEJADAS**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina - UEL, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor.

**BANCA EXAMINADORA**

---

Orientadora: Profa. Dra. Silvia Helena Sofia  
Universidade Estadual de Londrina – UEL

---

Profa. Dra. Juliana Hipólito de Sousa  
Universidade Federal da Bahia – UFBA

---

Prof. Dr. Léo Correia da Rocha-Filho  
Universidade Federal de Uberlândia - UFU

---

Prof. Dr. Milton Cezar Ribeiro  
Universidade Estadual Paulista – UNESP – Rio  
Claro

---

Profa. Dra. Solange Cristina Augusto  
Universidade Federal de Uberlândia – UFU

Londrina, 27 de agosto de 2021.

## AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001, CNPq, Fundação Araucária de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico do Paraná/Secretaria de Ciências, Tecnologia e Ensino Superior do Estado do Paraná (SETI) e Programa: Programa de Pesquisa Ecológica de Longa Duração – PELD, Chamada CNPq/MCTI/CONFAP-FAPs/PELD N° 21/2020.

Agradeço à minha orientadora professora Dra. Silvia Helena Sofia pela confiança que depositou no meu trabalho. Agradeço pela paciência e disposição em todas as adversidades. Obrigado também por compartilhar seu conhecimento e pelos momentos de lazer e divertimento.

À Profa. Dra. Maria Cristina Gaglianone, Profa. Dra. Juliana Hipólito de Sousa e Prof. Dr. José Marcelo D. Torezan por participarem da banca de qualificação, pela gentileza com que me trataram e pelos apontamentos e considerações que colaboraram muito para aprimorar o trabalho.

Agradeço aos membros da banca de defesa da tese, por disponibilizarem seu tempo e conhecimento para avaliar este trabalho e contribuir com a melhora de sua qualidade.

Agradeço a todos do LABRE, em especial profa. Alba e prof. Dr. José Marcelo Torezan coordenador do PELD-MANP, primeiramente na parceria do projeto, disponibilizando todos os aparatos logísticos necessários para esta pesquisa e também sempre estando à disposição para auxiliar com nossas dúvidas e problemas técnicos.

Ao técnico Robson Rockembacher (LAGEA – UEL), pela imensa ajuda na confecção e instalação das armadilhas e expedições ao campo e pelas conversas, troca de conhecimento e os almoços com tubafina em Alvorada do Sul.

A todos do LAGEA 1 e 2 que me acolheram e, de alguma forma, colaboraram em todas as fases do projeto. Em especial a Natália Uemura, Rafael Ono, Susanna Miranda, Natália Held e Welber Pina que colaboraram e foram imprescindíveis na elaboração desse trabalho e que, ao longo de nossas vivências no Lab., tornaram-se grandes amigos que eu levarei para a vida toda.

À Dra. Patrícia Nakayama Miranda, grande amiga, exemplo para mim de ser humano, profissional e mãe que contribuiu com a minha evolução acadêmica, espiritual e, imensamente, com esse trabalho.

Agradeço a UEL e ao Departamento de Biologia Geral por oferecer estrutura física para o desenvolvimento deste trabalho.

A todos os meus professores do programa de pós-graduação, por contribuírem de forma excepcional, para a minha formação profissional.

Aos Proprietários das áreas estudadas por permitir as coletas e ao IBAMA e IAP pela autorização das coletas e disponibilidade dos dados meteorológicos.

À minha companheira Maiara C. Gonçalves que com sua serenidade e sabedoria vem sendo um exemplo de mulher e pesquisadora, compartilhando sua sabedoria, carinho, compreensão e amor. Me ajudando e amparando de diversas formas. Sem você esse trabalho nunca teria acontecido.

Também agradeço imensamente aos amigos que fiz durante minha morada em Londrina, que estiveram presentes em momentos memoráveis de lazer e divertimento, um abraço especial ao pessoal do basquete de terças e quintas no Zerão, à Manu e Nanna, que me acolheram em seu lar e para toda a família dos: Abrakadam Sound Sistema, coletivos Consciência Feminina e Kizomba que encheram meu coração de esperança e vontade de

resistir, ao som de boas músicas direto do vinil, aquele Salve especial a Cultura Sound System!

Gostaria de fazer um agradecimento especial e dedicar esse trabalho a todos os meus ancestrais, que de alguma forma, resistiram e lutaram para que eu hoje tenha conseguido concluí-lo. Portanto, obrigado antepassados pelas imensas bênçãos materiais e espirituais que me têm proporcionado. E, dessa forma, agradeço especialmente aos meus pais, Maria Luzia F. B. Gobatto e Luiz Cezar Gobatto, pelo amparo material, apoio e amor dedicados a mim. É com profunda gratidão que dedico esse trabalho a todas as entidades e mestres espirituais que me fortaleceram durante toda essa jornada de aprendizado, gratidão especial para São Jorge, São Benedito, São Bento, pretos velhos, caboclos, os angoleiros, Padrinho Sebastião e Meishu-sama.

**Charles Jr.**

**Jorge Ben Jor**

Eu me chamo Charles Junior  
Eu também sou um Anjo  
Mas eu não quero ser o primeiro  
Nem ser melhor do que ninguém  
Só quero viver em paz  
E ser tratado de igual para igual  
Pois em troca do meu carinho, do meu amor  
Eu quero ser compreendido e considerado  
E se for possível, também amado  
Pois não importa o que eu tenho  
E sim o que eu possa fazer com quem eu tenho  
Pois eu já não sou o que foram os meus irmãos  
Pois eu nasci de um ventre livre  
Nasci de um ventre livre no século XX  
Eu tenho pé, e o amor e a fé  
No século XXI  
Onde as conquistas científicas, espaciais, medicinais  
E a confraternização dos povos  
E a humildade de um Rei  
Serão as armas da vitória  
Para a paz universal  
E o Mundo todo vai ouvir  
E o Mundo todo vai saber  
Que eu me chamo Charles Junior  
Eu também sou um Anjo

GOBATTO, André Luiz. **Avaliação do sucesso de áreas restauradas no restabelecimento das faunas de abelhas e vespas solitárias que nidificam em cavidades preexistentes e seus inimigos naturais em paisagens altamente manejadas.** 2021. 155 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2021.

## RESUMO GERAL

A perda de habitats relacionada com os avanços das paisagens agrícolas, culminou com o declínio alarmante da biodiversidade no mundo todo. Neste contexto, a restauração ecológica como atividade de promoção da biodiversidade representa uma importante ferramenta para deter e mitigar, globalmente, o declínio causado pela degradação dos habitats. Mediante a urgência em desenvolver planos de restauração que englobem “grupos-chave” para serviços ecossistêmicos e a carência de estudos nessa temática, esta tese buscou avaliar, por meio do estudo da comunidade de abelhas e vespas que nidificam em cavidades preexistentes, o sucesso de áreas em processo de restauração implantadas em um mesmo evento, há mais de 15 anos, com a técnica de reflorestamento de mudas nativas de Floresta Estacional Semidecidual do bioma Mata Atlântica, às margens do reservatório da usina hidrelétrica de Capivara, localizada no Rio Paranapanema entre os estados do Paraná e São Paulo no Brasil. O objetivo do primeiro capítulo desta tese foi comparar a riqueza, abundância e diversidade de espécies de abelhas e vespas solitárias que nidificaram em três áreas de reflorestamento e três fragmentos remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual adjacentes aos reflorestamentos focais. Para isso, amostramos as áreas com ninhos-armadilha de bambu e tubos de cartolina, mensalmente, durante dois anos não consecutivos. O objetivo do segundo capítulo foi avaliar se padrões da comunidade de abelhas e vespas solitárias que nidificam em cavidades preexistentes e seus inimigos naturais, amostrados em áreas de reflorestamento inseridas em paisagens altamente manejadas, são afetadas por aspectos da estrutura das paisagens locais. Neste segundo capítulo, avaliamos o efeito de quatro variáveis da paisagem (tamanho das áreas restauradas, tamanho da área de cobertura vegetal, tamanho da área agrícola do entorno e distância do reflorestamento até o fragmento florestal mais próximo) sobre a abundância, riqueza, diversidade e composição de abelhas, vespas e seus inimigos naturais, amostrados de agosto de 2018 a agosto de 2019. O primeiro capítulo revelou uma grande similaridade na riqueza e composição da comunidade de abelhas e vespas dos dois ambientes, indicando o sucesso dos projetos de restauração ecológica avaliados, relacionado, principalmente, com o tipo de reflorestamento utilizado e a proximidade com os fragmentos florestais. No segundo capítulo encontramos evidências da influência negativa do aumento das matrizes de monocultura sobre a abundância de vespas e seus inimigos naturais. Também encontramos influência positiva da cobertura vegetal sobre a diversidade de abelhas e uma mudança na composição de abelhas e vespas relacionada também com o aumento da cobertura vegetal. Assim, os resultados obtidos apontam para o sucesso do projeto de restauração avaliados em recrutar abelhas e vespas oriundos dos fragmentos florestais próximos. Porém, esse sucesso pode ser parcial em alguns casos, já que a nidificação de abelhas e vespas solitárias em áreas de reflorestamento foi influenciada pela simplificação do habitat. Por isso, o incremento das paisagens circundantes deve ser considerado em projetos de restauração, a fim de potencializar a efetividade dos serviços ecológicos de polinização e predação.

**Palavras-chave:** restauração ecológica; reflorestamento de espécies nativas; paisagens agrícolas, ninhos-armadilha; polinizadores e predadores.

GOBATTO, André Luiz. **Evaluation of the success of restored areas in restoring the cavity-nesting bee and wasp fauna as well as their natural enemies in highly managed landscapes.** 2021. 155 p. Thesis (PhD degree in Biological Sciences) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2021.

## ABSTRACT

Habitat loss related to advances in agricultural landscapes has led to an alarming decline in biodiversity at a global level, putting a large part of the world's population at risk. Ecological restoration as a biodiversity promotion activity represents an important tool to halt and mitigate declining emissions from habitat degradation. Due to the urgency to develop restoration plans that encompass "key groups" for ecosystem services and the lack of studies on this theme. This thesis sought to assess, through the cavity-nesting bee and wasp the success of areas in restoration process implemented in the same event (over 15 years ago). It was employed the technique of reforestation of native seedlings of the Semideciduous Seasonal Forest of the Atlantic Forest biome. On the margins of the Capivara hydroelectric plant reservoir, which is located on the Paranapanema River between the states of Paraná and São Paulo in Brazil. The aim of the first chapter was to compare the species richness, abundance, and diversity of cavity-nesting bees and wasps that nest in three reforestation areas and three remaining fragments of Semideciduous Seasonal Forest adjacent to the focal reforestations. For this, we sampled areas with trap nests (bamboo canes and cardboard tubes), monthly, for two non-consecutive years. The aim of the second chapter was to evaluate whether the patterns of the community of cavity-nesting bees and wasps and their natural enemies sampled in reforested areas inserted in highly managed landscapes, are affected by structural aspects of these landscapes. It was analyzed the effect of four landscape variables (size of restored areas, size of the vegetation cover area, size of the surrounding agricultural area and distance from reforestation to the nearest forest fragment) on the abundance, richness, diversity and composition of bees, wasps and their natural enemies, sampled from August 2018 to August 2019 with the same types of trap-nests. The first chapter revealed a great similarity in the richness and composition of the bee and wasp community in the two environments, indicating the success of the ecological restoration projects obtained, mainly related to the type of reforestation used and the proximity to the forest fragments. In the second chapter, we find the negative influence of the increase of monoculture matrices on the wasp source and its natural enemies. We also found positive linkages of vegetation cover on bee diversity and a change in bee and wasp composition related to increased vegetation cover. Thus, our results point to the success of the recovered restoration project in recruiting bees and wasps from nearby forest fragments. However, this success may be partial in some cases, as the nesting of solitary bees and wasps in reforestation areas was influenced by the simplification of the habitat. Therefore, the increase in the surrounding landscapes should be considered in restoration projects, to enhance the effectiveness of ecological services of pollination and predation.

**Key words:** ecological restoration; reforestation of native species; agricultural landscapes, trap-nests; pollinators and predators.

## LISTA DE FIGURAS

- Fig. 1 -** Mapa de parte da bacia do Paranapanema (Hidrografia do Reservatório Capivara). Fragmentos florestais de Floresta Estacional Semidecidual (verde) e Reflorestamentos (vermelho), inseridos em matriz de agricultura rotativa soja/milho localizados em propriedades privadas no norte do Paraná, Sul do Brasil, e avaliados ao longo de dois anos não consecutivos com ninhos-armadilha: (1) Sítio de amostragem 1 com Frag1 e Ref1; (2) Sítio de amostragem 2 com Frag2 e Ref2 e (3) Sítio de amostragem 3 com Frag3 e Ref3.....53
- Fig. 2 -** Climograma do município de Londrina, PR no período de coleta (agosto de 2015 a julho de 2016 e agosto de 2018 a julho de 2019). A = Médias mensais de agosto de 2015 a julho de 2016; B = Médias mensais de agosto de 2018 a julho de 2019; C = Médias mensais dos dois anos de amostragem utilizadas nas análises de correlação; Prec. = Precipitação acumulada (mm); UR = Média da umidade relativa (%); T = Média da temperatura (°C).....55
- Fig. 3 -** Modelo de armadilha utilizado nesse estudo (com pequenas alterações ao longo do estudo), com dois tipos de ninho armadilha (Bloco de madeira com canudos de cartolina e feixes de bambu).....57
- Fig. 4 -** Boxplot do total de ninhos de abelhas e vespas que nidificaram em fragmentos florestais de FES e reflorestamentos adjacentes, em cada ano de estudo. Ponto preto representando a média anual de ninhos fundados. Ano 1 = ago/2015 a jul/2016; Ano 2 = ago/2018 a jul/2019. ...64
- Fig. 5 -** Curvas de rarefação baseadas no número de espécies de abelhas, vespas e total, por número de ninhos, amostrados nos dois anos de estudo, em três fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual e três respectivos reflorestamentos adjacentes, localizadas no estado do Paraná, sul do Brasil. ....66
- Fig. 6 -** Médias de diversidades de Shannon-Wiener (H') e Simpson (D) de ninhos de abelhas, vespas e total com seus respectivos intervalos de confiança, coletados em fragmentos florestais de Mata Atlântica e reflorestamentos adjacentes localizados no norte do Paraná. ....67

<b>Fig. 7 -</b>	Dendrograma de dissimilaridade (Bray-Curtis), ordenado com base nos dados de composição total de espécies de abelhas e vespas amostradas ao longo de dois anos, entre 3 fragmentos florestais e 3 reflorestamentos, localizados no norte do Paraná. (Correlação cofenética: 0,97).....	68
<b>Fig. 1 -</b>	Location of the studied reforestation areas (REFs) delimited by a circle with a radius of 2.000 m. * The habitat area is represented by forest fragments + reforestation and others, outside the sampled buffers .....	110
<b>Fig. 2 -</b>	Rarefaction curves based on the number of species of bees, wasps, and natural enemies, by number of nests, sampled from August 2018 to August 2019 in nine reforestation areas of seasonal semideciduous forest, located in the state of Paraná, southern Brazil.....	124
<b>Fig. 3 -</b>	Relative abundance of nests of species of bees (green), wasps (red), and their natural enemies (blue), sampled from August 2018 to August 2019 in nine reforestation areas in northern Paraná, according to the: (a) size of the reforestation area (ha); (b) size of the all forest fragments (ha); (c) size of the soybean/maize monoculture area (ha), evaluated within the 2.000 m radius. ....	127
<b>Fig. 4.</b>	Relationship between response variables of the studied groups (bees, wasps, and natural enemies) and explanatory variables of the landscape: (A) influence of the monoculture area on the abundance of wasps; (B) influence of the monoculture area on the abundance of natural enemies; (C) influence of forest fragment areas on the Shannon (H') diversity of bees; (D) influence of reforestation area on the composition of bees; (E) influence of forest fragment areas on wasp composition; and (F) influence of reforestation area on wasp composition.....	131

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1 -</b>	Localização e tamanho (ha) dos fragmentos estudados. Mês e ano de implantação e idade dos reflorestamentos (Refs). Frag = Remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual; Ref = Talhões de reflorestamento implementados. ....	52
<b>Tabela 2 -</b>	Abundância, riqueza e diversidades (Shannon-Winner H' e Simpson D) de ninhos de abelhas e vespas solitárias coletados com ninhos armadilha em três remanescentes florestais (Frag) e três reflorestamentos (Ref), adjacentes aos remanescentes, localizados no norte do Estado do Paraná, sul do Brasil, de agosto de 2015 a julho de 2016 e agosto de 2018 a julho de 2019. ....	62
<b>Table 1 -</b>	Summary of plausible models adjusted to explain the abundance, richness, Shannon diversity (H'), and composition of bees, wasps, and natural enemies collected with trap nests from August 2018 to August 2019 in response to landscape variables in nine areas of reforestation located in the state of Paraná, Brazil. AREF = Reforestation Area; AFLO = Forest Fragment Area; AMON = Soybean/Corn Monoculture Area .....	129

## LISTA DE FIGURAS SUPLEMENTARES

- Fig. S1** - Abundância mensal de ninhos das espécies de abelhas (a) e vespas (b) mais frequentes, amostradas em seis áreas de estudo (três remanescentes florestais de FES e três reflorestamentos), localizadas no norte do Paraná, no período de agosto/2015 a julho/2016 e agosto/2018 a julho/2019..... 70
- Fig. S2** - Gráfico circular de abundância de ninhos de abelhas e vespas amostrados ao longo de dois anos em Remanescentes de Mata Atlântica e Reflorestamentos adjacente no norte do Paraná, por meses de amostragem. A = Abundância de abelhas; B = Abundância de vespas; C = Abundância total (Abelhas + Vespas)..... 73

## LISTA DE TABELAS SUPLEMENTARES

- Tabela S1** - Tabela de análise circular da abundância de ninhos de abelhas e vespas solitárias, amostrados ao longo de dois anos (agos2015-jul/2016, ago/2018-jul/2019) em fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual e áreas de reflorestamento adjacentes.  $\mu$  = Ângulo médio; DPC = desvio padrão circular; Mês médio = Mês aproximado correspondente ao ângulo médio;  $r$  = comprimento médio do vetor  $r$  (dispersão de dados); Teste de Kuiper (para uniformidade ou sazonalidade); Teste de Watson-Williams (W) = teste não paramétrico para homogeneidade em duas ou mais amostras de dados circulares; \* = Correlações significativas,  $p$ -valor  $< 0,05$  ..... 72
- Tabela S2** - Coeficiente de correlação de Spearman ( $\rho$ ) entre abundância de ninhos (abelhas, vespas e ambos os grupos em conjunto) e fatores climáticos (médias mensais de temperatura média ( $^{\circ}\text{C}$ ), umidade relativa (%) e precipitação (mm)), amostrados ao longo de dois anos (2015 a 2016, 2018 a 2019). \* = Correlações significativas,  $p$ -valor  $< 0,05$ ..... 74
- Table S1** - Geographic location and characterization of the nine sampled reforestation areas (REF1 – REF9). \* = Landscape variables calculated from a 2000 m buffer in hectares; Distance = Distance from the edge of reforestation to the edges of the nearest forest fragment (used in the calculation of the Connectivity index) ..... 109
- Table S2** - Abundance, richness, and diversity of Shannon-Winner ( $H'$ ) nests and cavity-nesting of bees and wasps that nest in pre-existing cavities collected in nine reforestation areas located in northern Paraná, south of Brazil, from August 2018 to August 2019. .... 118
- Table S3** - Abundance of nests attacked by species of natural enemies of cavity-nesting bees and wasps that nest in preexisting cavities sampled in nine reforestation areas, located in northern Paraná from August 2018 to August 2019..... 122

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>APRESENTAÇÃO</b> .....	16
<b>2</b>	<b>INTRODUÇÃO GERAL</b> .....	17
	UMA BREVE VISÃO DA MATA ATLÂNTICA E OCUPAÇÃO DO NORTE DO ESTADO DO PARANÁ .....	17
	SIMPLIFICAÇÃO DA PAISAGEM E A RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA .....	19
	ABELHAS E VESPAS COMO ORGANISMOS PARA AVALIAÇÕES DO REESTABELECIMENTO DA FAUNA E INTERAÇÕES ECOLÓGICAS EM ÁREAS RESTAURADAS .....	24
	METODOLOGIA DE NINHOS-ARMADILHA PARA AMOSTRAR ABELHAS, VESPAS E SEUS INIMIGOS NATURAIS EM ÁREAS RESTAURADAS .....	25
	A INFLUÊNCIA DA SIMPLIFICAÇÃO DA PAISAGEM SOBRE A NIDIFICAÇÃO DE ABELHAS E VESPAS SOLITÁRIAS EM ÁREAS DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA .....	28
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	31
	OBJETIVOS .....	42
<b>3</b>	<b>CAPÍTULO 1 ABELHAS E VESPAS SOLITÁRIAS NIDIFICANDO EM CAVIDADES PREEXISTENTES EM FRAGMENTOS REMANESCENTES E ÁREAS DE REFLORESTAMENTO DE MATA ATLÂNTICA</b> .....	43
	ABSTRACT.....	44
	INTRODUÇÃO.....	46
	MATERIAIS E MÉTODOS .....	51
	ÁREAS DE ESTUDO .....	51
	METODOLOGIA.....	56
	ANÁLISE DOS DADOS .....	58
	RESULTADOS.....	61
	Comunidade de Abelhas e Vespas que Nidificaram em Ninhos-Armadilha .....	61
	Padrões de Sazonalidade .....	69
	DISCUSSÃO.....	74
	CONCLUSÃO .....	84

<b>4</b>	<b>CAPÍTULO 2. AGRICULTURAL LANDSCAPE INFLUENCES ON THE SOLITARY BEES AND WASPS THAT NEST IN ECOLOGICAL RESTORATION SITES.....</b>	<b>101</b>
	ABSTRACT.....	102
	INTRODUCTION.....	104
	MATERIAL AND METHODS .....	108
	Study Areas .....	108
	Samplings of Bees, Wasps, and Their Natural Enemies .....	112
	Landscape Variables.....	114
	Data Analysis .....	115
	RESULTS.....	117
	DISCUSSION.....	132
	REFERENCES.....	142
<b>5</b>	<b>CONCLUSÃO GERAL .....</b>	<b>151</b>
	<b>ANEXOS .....</b>	<b>153</b>

## 1 APRESENTAÇÃO

Esta tese de doutorado faz parte dos requisitos necessários para a obtenção do título de Doutor no Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina – UEL.

O presente trabalho, que integra o Projeto PELD-MANP (Pesquisa Ecológica de Longa Duração – Mata Atlântica do Norte do Paraná), dá continuidade à pesquisa desenvolvida durante o meu projeto de mestrado, no período de 2016 a 2018, que culminou com a dissertação intitulada “Comunidade de abelhas e vespas solitárias que nidificam em cavidades preexistentes em áreas de reflorestamento e remanescentes florestais no norte do Paraná”. A partir dos resultados obtidos na referida dissertação, algumas perguntas surgiram, tais como: i) Porquê certas áreas de reflorestamento, mesmo implantadas em um mesmo evento (a mais de 15 anos) e com técnicas de plantio semelhantes, apresentam baixa abundância e riqueza de abelhas? ii) Como a paisagem altamente manejada influencia a nidificação de abelhas, vespas e seus inimigos naturais nas áreas do PELD-MANP? iii) A comunidade de abelhas e vespas de áreas de reflorestamento “mais isoladas” é menos diversa? e iv) No passar dos anos, as comunidades de abelhas e vespas dos reflorestamentos e fragmentos florestais terão padrões semelhantes de nidificação? As quais me instigaram bastante, de forma que busquei investigar e responder algumas dessas questões.

Dessa forma, esta tese está dividida em: Introdução geral, objetivos, dois manuscritos (Capítulos 1 e 2), redigidos em forma de artigo científico seguindo as normas dos periódicos, “Neotropical Entomology” (Cap. 1; Anexo A) e “Biodiversity and Conservation” (Cap. 2; Anexo A e B) e uma conclusão geral.

## 2 INTRODUÇÃO GERAL

### UMA BREVE VISÃO DA MATA ATLÂNTICA E OCUPAÇÃO DO NORTE DO ESTADO DO PARANÁ

Estima-se que, no passado, cerca de 12 a 15% do território brasileiro era ocupado por vastas áreas de Floresta Atlântica, que se estendiam de forma contínua ao longo de toda costa litorânea, do litoral do Rio Grande do Norte até o Rio Grande do Sul, e para o interior do país, estando distribuída em 17 estados brasileiros, extravasando as fronteiras políticas do país, adentrando áreas localizadas no leste do Paraguai e nordeste da Argentina, perfazendo mais de 1.360.000 km<sup>2</sup> do território nacional e mais de 1,5 milhões de km<sup>2</sup> em sua totalidade (Galindo-Leal e Câmara 2003). Após 500 anos de ocupação histórica da costa brasileira, a Mata Atlântica foi reduzida em 7 a 10% de sua cobertura original, onde cerca de 2% ou menos foi protegido em forma de unidades de conservação como Parques Nacionais e Reservas Biológicas (Morellato e Haddad 2000; Ribeiro et al. 2009).

Os principais tipos florestais que constituem o bioma da Mata Atlântica são: Floresta Estacional Semidecidual (FES), Floresta Ombrófila Mista (FOM) e Floresta Ombrófila Densa (FOD), além de um conjunto de ecossistemas associados como várzeas, campos de altitude, restingas e mangues (Fundação SOS Mata Atlântica 2020; Ferraz 2019). As três principais fisionomias vegetais (FES, FOM e FOD) deste bioma brasileiro apresentam altas taxas de perda de área florestal, onde estima-se que restam hoje apenas cerca de 3,4% de Floresta Estacional Semidecidual (Fundação SOS Mata Atlântica 2020; Ferraz 2019). Apesar do histórico de ocupação e subsequente desmatamento da Mata Atlântica, estima-se que este bioma ainda abriga cerca de 20.000

espécies, sendo 35% das espécies vegetais existentes no Brasil, muitas endêmicas e ameaçadas (ICMBio e MMA 2018). Estima-se também que a maior parte da fauna do Brasil em risco de extinção se encontra na Mata Atlântica, sendo 49% das espécies do total (ICMBio e MMA 2018). No caso de invertebrados terrestres, registros apontam que das 130 espécies catalogadas como ameaçadas de extinção no Brasil, 89 (76%) estão na Mata Atlântica (ICMBio e MMA 2018). O elevado grau de desmatamento e ocupação antrópica que se abateu sobre a Mata Atlântica, somado a alta biodiversidade e expressivo grau de endemismo de muitas de suas espécies, resultou no reconhecimento e inclusão deste bioma brasileiro na lista de principais hotspots de biodiversidade do planeta (Mittermeier et al. 2011).

Pelo menos cerca de 70% da população brasileira (120 milhões de pessoas) habita áreas naturalmente recobertas no passado pelo bioma Mata Atlântica, onde estão atualmente também localizados grandes centros urbanos (Metzger 2009). Assim, é notório que o crescimento acelerado dos principais centros urbanos e a consolidação dos grandes polos industriais e agrícolas modificaram as paisagens naturais de forma intensa, transformando a floresta contínua em um mosaico de fragmentos florestais remanescentes em diferentes estágios de desenvolvimento, inseridos em propriedades privadas e isolados por matrizes agrárias, compondo uma paisagem fragmentada (Ribeiro et al. 2009). Muitas vezes, os fragmentos florestais tendem a ser muito pequenos e cercados por uma matriz dominada por pastagens ou plantações de alta rotatividade (Ribeiro et al. 2009). A maior parte dessa cobertura original foi substituída por monoculturas, dada a vocação agrícola deste estado brasileiro, restando, atualmente, cerca de 2% da cobertura vegetal nativa no estado, o mesmo ocorrendo com o norte do Paraná, região anteriormente recoberta por Floresta Estacional Semidecidual (Soares e Medri 2002; Torezan 2002). Atualmente, no norte do estado do Paraná, os pequenos

remanescentes isolados sofrem com frequentes pressões das atividades agropecuárias, principalmente do monocultivo rotativo de soja e milho conhecidos como “milho safrinha” (Cavalheiro et al. 2002), além de eventuais ações ilegais de caça e extração de madeira.

#### SIMPLIFICAÇÃO DA PAISAGEM E A RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA

De maneira mais ampla com uma percepção que parte de conceitos originários das ciências sociais, a paisagem pode ser definida como um objeto híbrido que cria e é criado pela relação entre natureza e cultura (Uzeda et al. 2017). Assim, o termo “paisagem” pode incluir aspectos naturais como geomorfologia e vegetação, aspectos da intervenção humana como manejo do solo e aspectos de característica estética como a “reação humana ao que os olhos veem” (Lucas 1991). De forma mais simples, Turner e Gardner (1990) definiram paisagem como uma área espacialmente heterogênea com três características principais: estrutura (relação espacial entre ecossistemas ou elementos inseridos na paisagem); função (interação entre elementos espaciais, como fluxos de organismos, materiais e energia); e alterações (modificações nas funções e estrutura ao longo do tempo). Segundo Forman e Godron (1986), três elementos básicos (matriz, fragmentos ou patch e corredores) constituem a estrutura fundamental de todas as paisagens.

A simplificação da paisagem gerada pela baixa diversidade de cultivos agrícolas em grandes escalas espaciais e temporais empregado nas matrizes agrárias como os monocultivos de soja-milho, além do uso excessivo de agroquímicos, como fertilizantes sintéticos e agrotóxicos, utilizados nessas culturas, agravaram a erosão da biodiversidade de forma alarmante na última década (Usubiaga-Liaño et al. 2019;

Pereira et al. 2019; Cardoso 2020). Essas extensas matrizes de cultivos altamente simplificados e em constante manejo reduzem drasticamente a complexidade estrutural dos habitats, que é definida como a heterogeneidade nas estruturas horizontais (tipos de cobertura do solo) e verticais (estratificação da vegetação) do habitat (Stein et al. 2014; Flores et al. 2017). Assim, a diminuição da heterogeneidade desses ambientes reduz a disponibilidade e diversidade de recurso e nichos, influenciando negativamente a diversidade de espécies e alterando a composição das comunidades (MacArthur e MacArthur 1961; MacArthur et al. 1962; Stein et al. 2014; Flores et al. 2017, 2019). A influência negativa da simplificação do habitat sobre a diversidade e composição de espécies já foi registrada para diferentes grupos taxonômicos, como por exemplo, aves (MacArthur e MacArthur 1962), mamíferos (August 1983) e invertebrados, como abelhas e vespas que nidificam em cavidades (Flores et al. 2017). Essa influência foi indicada em duas meta-análises como um impulsionador universal da riqueza de espécies com efeito maior do que variações climáticas ou topográficas (Stein et al. 2014).

A prática e os estudos sobre a restauração ecológica buscam reverter ou desacelerar os efeitos da degradação sobre os habitats naturais. Na tentativa de reunir esforços globais para esse fim, a ONU instituiu o período de 2021 a 2031 como a década da restauração de ecossistemas, firmando o compromisso mundial de restaurar pelo menos um bilhão de hectares degradados na próxima década (Waltham et al. 2019). Apesar da necessidade de restaurar áreas impactadas pela ação humana, somente nas últimas décadas a eficácia de áreas restauradas na recuperação da biodiversidade se tornou objeto de pesquisas e monitoramento (Majer 2009; Calmon 2011; Suding 2011; Wortley et al. 2013; Fraser et al. 2015; Jones e Davidson 2016; Araújo et al. 2018a; Prach et al. 2019; Díaz-García et al. 2020; Borges 2021). A prática da restauração

ecológica vem sendo estudada como estratégia que tem como desafio reestabelecer não apenas a produtividade de um ecossistema, mas também sua biodiversidade e suas interações ecológicas (Fahrig 2003; Lamb et al. 2005; Williams 2011). A avaliação precisa do sucesso de programas de restauração ecológica ainda é bastante discutida e leva em consideração diversos fatores como, histórico das áreas, escalas temporais das dinâmicas ecológicas, técnicas de implantação, técnicas de monitoramento e metas a serem desenvolvidas (Suding 2011; Clewell e Aronson 2013; Wortley et al. 2013; Prach et al. 2019).

Diversos fatores são listados como limitantes no desenvolvimento de projetos de reflorestamento, sendo aspectos biológicos como: a uniformidade na estrutura da vegetação, a perda de indivíduos pouco adaptados às mudanças ambientais, baixa diversidade de espécies em relação ao estado anterior da degradação, a invasão de espécies exóticas ou ainda o fator tempo, relacionado à juventude dos reflorestamentos em relação à escala temporal dos processos ecológicos naturais envolvidos (Gandolfi e Rodrigues 2007; Gould et al. 2013; Araújo et al. 2018, 2021; Borges et al. 2021). Aspectos práticos e metodológicos, relacionados à limitação de custo e operacionalidade, são outros fatores importantes que dificultam e limitam os projetos de restauração. Com os avanços nos estudos em ecologia e restauração ecológica, os programas de implantação e manejo de restauração florestal focam, cada vez mais, em entender e planejar as etapas que organizam as comunidades biológicas, a fim de estabelecer planos e metas para iniciar, manter e acelerar as dinâmicas ecológicas intrínsecas de cada ecossistema e seus processos de sucessão ecológica naturais (Prach et al. 2019; Borges et al. 2021).

Perante a complexidade em direcionar ações para a restauração de ambientes, muitas vezes totalmente degradados, a abordagem mais utilizada na restauração florestal

ecológica é a técnica de reflorestamento, a qual visa reestabelecer uma cobertura vegetal com plantio de sementes e mudas de espécies nativas de diferentes estágios sucessionais (Lamb et al. 2005; Reis et al. 2014). Dessa forma, os principais parâmetros utilizados nas avaliações de ecossistemas em restauração, por muito tempo, foram referentes à estrutura e composição vegetal, densidade de espécies e formas de vida vegetais dos diferentes estratos arbóreos (Calmon et al. 2011; Catterall 2018). Como consequência, os projetos de restauração e seu monitoramento presumiram que a fauna associada e os processos ecossistêmicos se reestabeleceriam por conta própria e, à medida que o tempo passasse, a riqueza e abundância de espécies vegetais aumentaria (Majer 2009; Williams 2011; Derhé et al. 2016; Catterall 2018). Porém, muitos projetos de restauração falham, mesmo quando o ambiente físico foi restaurado (Jones e Davidson 2016) devido a ausências dos grupos chave e seus inúmeros serviços ecossistêmicos essenciais para manutenção de ambientes restaurados e que são restringidos devido à falta de complexidade estrutural das paisagens agrícolas convencionais (Peipoch et al. 2015).

A ausência de certas espécies de árvores plantadas ou as metodologias utilizadas nos reflorestamentos também podem não proporcionar recursos essenciais para o reestabelecimento da fauna e, conseqüentemente, as interações ecológicas necessárias para manutenção desses ambientes podem ser comprometidas (Brito et al. 2018; Araújo et al. 2021). Como consequência, pode ocorrer uma perda da variabilidade genética das espécies vegetais dos locais reflorestados e, em última instância, prejuízos na formação de sementes e reprodução de uma grande parte das angiospermas (Camacho e Franke 2008).

A entomofauna de florestas tropicais, em termos de habitats e espécies, é o grupo mais numeroso da terra em abundância e diversidade (Oliveira et al. 2014). Devido sua sensibilidade a processos de extinção e mudanças ambientais, além de suas

estreitas e complexas interações ecológicas com outros grupos taxonômicos, os insetos são relatados como bons indicadores de mudanças ambientais ou “bioindicadores” de qualidade do ambiente (Borges et al. 2021). Por exemplo, interações ecológicas inseto-planta, como polinização, predação, dispersão de sementes e herbivoria, são serviços ecológicos essenciais para a manutenção e estabilidade de ecossistemas naturais e artificiais (Lewinsohn et al. 2006; Kennedy et al. 2013; Yang e Gratton 2014).

Apesar de poder ser realizada pelo vento e água, a maioria das plantas selvagens ou cultivadas dependem da polinização por animais (Potts et al. 2016). Assim, os polinizadores estão estritamente relacionados com aspectos do bem-estar humano, sendo os principais agentes da manutenção e funcionamento de ecossistemas saudáveis, melhorando a produção de safras, assistindo na segurança alimentar de todo o planeta (Potts et al. 2016). Já foi relatado que em florestas tropicais a proporção de polinização por animais é alta, sendo esses um dos principais agentes promotores do fluxo gênico entre comunidades, voando longas distâncias e polinizando 90% das espécies vegetais (Winfree 2010). Esse serviço ecossistêmico de polinização prestado pelos insetos já foi estimado em forma de valor monetário e ultrapassa as cifras de 50 bilhões de dólares por ano de lucro para o setor agrícola nos EUA e 235 bilhões por ano no mundo (Losey e Vaughan 2006). Apesar da extrema importância dos agentes polinizadores, inclusive para o bem-estar humano, o declínio mundial de diversos táxons de insetos polinizadores, como abelhas, vespas e borboletas, vem sendo registrado há no mínimo duas décadas e tomou proporções preocupantes nesse período (Bartomeus et al. 2013; Potts et al. 2016, 2017; Powney et al. 2019). Várias são as causas relacionadas a tal declínio, mas, indubitavelmente, a mudança na cobertura do solo, impulsionada pela urbanização, e o uso indiscriminado de agrotóxicos estão entre as principais apontadas (Baldock 2020).

## ABELHAS E VESPAS COMO ORGANISMOS PARA AVALIAÇÕES DO REESTABELECIMENTO DA FAUNA E INTERAÇÕES ECOLÓGICAS EM ÁREAS RESTAURADAS

Os Aculeata (Hymenoptera) são considerados organismos-chave em diferentes interações ecológicas, desempenhando, por exemplo, papel de polinizadores e predadores (Gonçalves et al. 2014), sendo, portanto, um grupo interessante para a avaliação do sucesso de áreas em processo de restauração (Araújo et al. 2018, 2020, 2021; Fornoff et al. 2021). Dentre os aculeados, as abelhas (Apoidea: Anthophila) são consideradas os polinizadores mais importantes dos ecossistemas florestais, contribuindo com mais de 90% da reprodução da maioria das angiospermas (Michener 2007). A presença de abelhas pode contribuir para a persistência das comunidades de plantas em áreas de restauração em estágios iniciais, devido ao serviço de polinização prestado por esse grupo (Majer 2009; Dixon 2009; Jones e Davidson 2016; Cariveau et al. 2020; Borges et al. 2021). Estima-se mais de 20.000 espécies de abelhas distribuídas em quase todas as regiões do mundo (Ascher and Pickering 2021), as quais são consideradas frequentemente como os agentes polinizadores mais eficientes, especializados e constantes (Winfrey 2010).

As vespas, por sua vez, têm uma gama de comportamentos especializados que refletem em suas morfologias e arquitetura de ninhos. Atualmente, foram descritas por volta de 26.000 espécies de vespas Aculeata no mundo, com ampla distribuição e alta diversidade (Fox 2008; Loyola e Martins 2008, 2011). Devido ao seu hábito predador, esses himenópteros apresentam papel central no controle biológico de diversos invertebrados, incluindo espécies herbívoras e “pragas agrícolas” (Saunders 2015). A presença de vespas pode exercer uma pressão “top-down” sobre a estrutura das comunidades (Lasalle e Gauld 1993), além de contribuírem também com a polinização

eventual de diversas espécies vegetais (Vogel e Westerkamp 1991; LaSalle e Gauld 1993).

Compreender como os processos ecológicos estratégicos desempenhados por abelhas e vespas, descritos acima, acontecem em áreas em processo de restauração, pode facilitar o monitoramento, manejo e auxiliar na delimitação de metas a serem cumpridas em projetos desse caráter (Prach et al. 2019). Os animais em geral respondem à recuperação das plantas e podem modular as trajetórias ecológicas fornecendo serviços ecossistêmicos fundamentais que afetam os fluxos de energia (Fraser et al. 2015; Diaz-Garcías et al. 2020). Todavia, essa recuperação varia dependendo da estratégia de restauração (Araújo et al. 2021) e do grupo faunístico avaliado (Smith et al. 2015; Diaz-Garcías et al. 2020; Fornoff et al. 2021). Devido às características ecológicas particulares desses diferentes táxons, como a especialização de habitat, as respostas a respeito do sucesso de áreas em restauração podem variar (Crouzeilles et al. 2017; Catterall 2018). Dessa maneira, uma avaliação multi-taxa pode ser fundamental para entender e avaliar de forma mais precisa o sucesso geral de projetos de restauração (Díaz-Garcías et al. 2020; Fornoff et al. 2021).

#### METODOLOGIA DE NINHOS-ARMADILHA PARA AMOSTRAR ABELHAS, VESPAS E SEUS INIMIGOS NATURAIS EM ÁREAS RESTAURADAS

O método de amostragem de abelhas e vespas que nidificam em cavidades preexistentes com o uso de ninhos-armadilha se mostra como uma ferramenta interessante na avaliação de grupos-chaves em áreas de restauração, uma vez que permite uma amostragem de diversos grupos taxonômicos com réplicas espaciais e temporais padronizadas, sem erros de esforço amostral provenientes da variação da

habilidade do coletor (Morato e Campos 2000). Outro aspecto positivo da amostragem com ninhos-armadilha, relacionado ao monitoramento de áreas em restauração, é a certeza de amostrar apenas espécies que nidificam na localidade, ou seja, espécies reprodutivamente ativas nesses ambientes, excluindo indivíduos que estão visitando as áreas em busca de recursos ou apenas de passagem, evitando a superestimação dos dados (Morato e Campos 2000). Além disso, essa técnica de amostragem pode fornecer dados sobre abundância, riqueza, diversidade, atividade de nidificação, material de construção de ninho, tempo de desenvolvimento das crias, inimigos naturais, taxas de mortalidade de espécies entre outros aspectos da biologia de abelhas e vespas solitárias (Tscharntke et al. 1998; Aguiar e Martins 2002; Aguiar et al. 2005; Buschini 2006; Gazola e Garófalo 2009). O manejo de espécies de abelhas e vespas solitárias com a técnica de ninhos-armadilha para incremento da polinização de espécies de interesse agrícola, também é um tema interessante que vem sendo avaliado como uma possibilidade em diversos contextos (Williams 1996; Klein et al. 2007; Kremen et al. 2007; Bernardino e Gaglianone 2008).

O principal grupo de espécies amostrado com ninhos-armadilha é Aculeata (Hymenoptera), em sua maioria abelhas e vespas com comportamentos solitários e seus inimigos naturais ou “antagonistas” (Krombein 1967). Compreende-se “espécies solitárias” aquelas onde não há sobreposição de gerações, as fêmeas constroem e aprovisionam seus ninhos sem nenhum tipo de cooperação e após a postura dos ovos, fecham o ninho e muitas vezes morrem antes da emergência da prole (Michener 2007). A literatura sugere que 85% das espécies de abelhas e 90% das espécies de vespas conhecidas são solitárias (Michener 2007). O grupo de abelhas e vespas que nidifica em cavidades preexistentes utiliza o mesmo recurso ambiental (troncos podres, cavidades em caules e galhos feitas por outros organismos e ninhos abandonados por outros

Hymenoptera solitários) para a construção de seus ninhos (Morato e Martins 2006).

Alguns grupos das abelhas que nidificam em cavidades preexistentes, como as tribos Centridini, Megachilini e Euglossini ou o gênero *Tetrapedia* Klug, pertencente à tribo Tetrapediini, apresentam mecanismos especializados (adaptações morfológicas e comportamentais) para coleta de pólen, óleos, resinas, flores, folhas e essências florais, podendo visitar e polinizar uma imensa gama de espécies vegetais, de diferentes famílias, inclusive muitas espécies com grande valor econômico na agricultura (Bosch e Kemp 2015; Camacho e Franke 2008; Pitts-Singer e Cane 2010; Gomes et al. 2020). Esse potencial para o manejo de polinização em áreas de cultivo (Williams 1996; Ruggiero e Buchmann 2004; Bernardino e Gaglianone 2008; Klein et al. 2006) possivelmente pode ser direcionado para o manejo áreas em restauradas a fim de aumentar o número de nidificação de grupos taxonômicos importantes, utilizando os ninhos-armadilha como técnica de nucleação (Reis et al. 2014).

As vespas que nidificam em cavidades preexistentes são hábeis caçadoras e suas larvas apresentam hábito carnívoro, conferindo ao grupo um importante papel no controle de outros artrópodes, como lagartas, baratas e aranhas (Krombein 1967). As sub-famílias Eumeninae e Zethinae (Vespidae) são conhecidas por seu hábito de caçar principalmente insetos herbívoros como larvas de lepidópteros, sendo indicado como potenciais agentes de controle biológico em culturas agrícolas. Fêmeas da espécie, *Pachodynerus guadulpensis* (Saussure, 1853), por exemplo, são exímias caçadoras de larvas de *Spodoptera frugiperda* (J. E. Smith, 1797) (Lepidoptera: Noctuidae), uma das principais pragas do milho no Brasil (Farias et al. 2001; Sousa 2011). Membros da família Pompilidae, por sua vez, são conhecidos por sua especialização na caça de aranhas (Krombein 1967; Hanson e Gauld 1995). Sphecidae, Ampulicidae, Pemphredoniae, Psenidae e Crabronidae são outras famílias taxonômicas de vespas que

também podem nidificar em ninhos-armadilha (Krombein 1967; Hanson e Gauld 1995; Rocha-Filho et al. 2020; Coutinho et al 2020).

Os inimigos naturais e seu papel nos ciclos de controle biológico por sua vez têm interessado os pesquisadores nos últimos anos (Araújo et al. 2018b; Fornoff et al. 2021). Estes podem ser classificados como: i) parasitoides: grupo no qual as fêmeas ovipositam no corpo do hospedeiro, levando o indivíduo à morte; ii) cleptoparasitas: grupo no qual as fêmeas ovipositam nos ninhos dos hospedeiros e a larva em desenvolvimento se alimenta dos recursos provisionados no ninho (Krombein 1967; Araújo et al. 2018b). Há também parasitoides de adultos como as moscas dos gêneros *Melaloncha* e *Physocephala* que atacam as fêmeas nidificantes (Parizotto 2019) e ainda predadores.

Por apresentarem um comportamento semelhante na utilização de um mesmo recurso, esses diferentes táxons de abelhas e vespas que nidificam em cavidades preexistentes podem ser definidos como uma guilda (Root 1967; Oliveira-Rebouças et al. 2018). Essa guilda passa a maior parte de sua vida reprodutiva visitando espécies vegetais para a coleta de recursos para o provisionando de seus ninhos e alimentação dos adultos, estabelecendo uma intrínseca relação com outros grupos taxonômicos diversos, adicionalmente a esse fato, sua dependência por cavidades naturais na vegetação, confere ao grupo uma sensibilidade às mudanças na estrutura do hábitat, sendo considerados bons indicadores da qualidade ambiental (Klein et al. 2002; Loyola e Martins 2008, 2011; Flores et al. 2017, 2019), inclusive de áreas em restauração (Araújo et al. 2018, 2020, 2021; Fornoff et al. 2021).

A INFLUÊNCIA DA SIMPLIFICAÇÃO DA PAISAGEM SOBRE A NIDIFICAÇÃO DE ABELHAS E VESPAS SOLITÁRIAS EM ÁREAS DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA

Fatores oriundos de diferentes escalas espaciais podem afetar a nidificação dessa guilda de abelhas e vespas e seus inimigos naturais (Fornoff et al. 2021). Variáveis relacionadas à diversidade da estrutura do hábitat como: o tamanho do fragmento florestal, a abundância de árvores, a altura de arbustos, a abundância e diâmetro de troncos secos foram indicadas como boas preditoras da riqueza e abundância de abelhas e vespas amostradas com ninhos-armadilha em áreas de cerrado em Minas Gerais (Loyola e Martins 2008, 2011) e influenciaram a composição desse grupo em áreas reflorestadas no mesmo estado (Araújo et al. 2018), porém as respostas variaram de acordo com o táxon avaliado.

Atualmente, características mais amplas da paisagem foram avaliadas e variáveis como o tamanho da área de cobertura vegetal, a conectividade e a heterogeneidade da matriz agrária circundante foram relatadas como fatores que podem influenciar a nidificação dessa guilda em ninhos-armadilha (Holzschuh et al. 2009, 2010; Krewenka et al. 2011; Hadley e Betts 2012; Kennedy et al. 2013). Efeitos relacionados à fragmentação dos habitats naturais como a influência do efeito de borda e do tipo de matriz agrícola circundante também podem afetar a riqueza e abundância da guilda de abelhas e vespas que nidificam em cavidades preexistentes (Rocha-Filho et al. 2017, 2020; Coutinho et al. 2020). Recentemente, a heterogeneidade ambiental das paisagens agrícolas foi indicada como um importante impulsionador da riqueza desse grupo (Flores et al. 2017, 2019; Coutinho et al. 2020).

Em ambientes restaurados, a largura de faixas de reflorestamentos (Araújo et al. 2018) e o tipo de reflorestamento influenciaram a composição riqueza e abundância de abelhas e vespas que nidificam em ninhos-armadilha (Araújo et al. 2021). Esses autores evidenciaram uma baixa taxa de nidificação de vespas solitárias em habitats severamente impactados ou estruturalmente simplificados, como áreas de pastagem e

reflorestamentos de monoculturas exóticas de figueira (*Ficus* sp.) e teca (*Tectona grandis*) em um gradiente de restauração na floresta Amazônica (Araújo et al. 2021). Ademais, recentemente, em florestas de rebrota jovem, no sudeste da China subtropical, a abundância de vespas que nidificaram em ninhos-armadilha aumentou com o aumento da cobertura do dossel e a subsequente mudança microclimática acarretadas pelo desenvolvimento progressivo das áreas em restauração ao longo dos anos (Fornoff et al. 2021).

Apesar da evidente influência dos efeitos da paisagem sobre a comunidade de abelhas e vespas solitárias em áreas em processo de restauração e da importância de uma paisagem diversa para a manutenção dessas comunidades (Flores et al. 2019; Rocha-Filho et al. 2020), estudos que avaliam os efeitos da paisagem agrícola sobre a abundância, riqueza e composição dessas comunidades em áreas restauradas são relativamente recentes e escassos (Araújo et al. 2018, 2020, 2021; Fornoff et al. 2021). Dessa forma, ainda não há um consenso, sobre como a paisagem fragmentada pela matriz agrícola afeta a guilda dessas abelhas e vespas solitárias (Rocha-Filho et al., 2017, 2020).

Nesse sentido, o monitoramento padronizado do reestabelecimento da fauna de polinizadores, predadores e seus inimigos naturais associados, que habitam em áreas em processo de restauração e a avaliação do efeito da paisagem circundante sobre essas comunidades pode contribuir para com o estabelecimento de diretrizes que auxiliem na implementação de projetos de restauração ambiental e na avaliação do sucesso de áreas reflorestadas inseridas em paisagens altamente manejadas. Para isso, também fica evidente a necessidade de se estabelecer “áreas de referência”, que sirvam de modelo para comparações e que indiquem um possível sucesso das áreas restauradas. Além de se estabelecer um levantamento a longo prazo, avaliando diversos anos consecutivos.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aguiar AJC, Martins CF (2002) Abelhas e vespas solitárias em ninhos-armadilha na Reserva Biológica Guaribas (Mamanguape, Paraíba, Brasil). *Rev Bras Zool* 19:101–116
- Aguiar CML, Garófalo CA, Almeida GF (2005) areas dry trap-nesting bees (Hymenoptera, Apoidea) in areas of dry semideciduous forest and caatinga, Bahia, Brazil for orest Brazil. *Rev Bras Zool* 22:1030–1038
- Araújo GJ de, Izzo TJ, Storck-Tonon D et al (2021) Re-establishment of cavity-nesting bee and wasp communities along a reforestation gradient in southern Amazonia. *Oecologia* 196:275–288
- Araújo GJ de, Monteiro GF, Messias MCTB, Antonini Y (2018a) Restore it, and they will come: trap-nesting bee and wasp communities (Hymenoptera: Aculeata) are recovered by restoration of riparian forests. *J Insect Conserv* 22:245–256
- Araújo GJ, Fagundes R, Antonini Y (2018b) Trap-nesting Hymenoptera and their network with parasites in recovered riparian forests Brazil. *Neotrop Entomol* 47:26–36
- Araújo GJ, Stork-Tonon D, Izzo TJ (2020) Temporal stability of cavity-nesting bee and wasp communities in different types of reforestation in southeastern Amazonia. *Restor Ecol* 28:1528–1540
- Ascher JS, Pickering J (2021) Discover life bee species guide and world checklist (Hymenoptera: Apoidea: Anthophila). [http://www.discoverlife.org/mp/20qguide=Apoidea\\_species](http://www.discoverlife.org/mp/20qguide=Apoidea_species). Accessed 3 Aug 2021
- August PV (1983) The role of habitat complexity and heterogeneity in structuring

- tropical mammal communities. *Ecology* 64:1495-1507
- Baldock KC (2020) Opportunities and threats for pollinator conservation in global towns and cities. *Curr Opin Insect Sci* 38:63–71
- Bartomeus I, Ascher JS, Gibbs J et al (2013) Historical changes in northeastern US bee pollinators related to shared ecological traits. *Proc Natl Acad Sci* 110:4656–4660
- Bernardino AS, Gaglianone MC (2008) Nest distribution and nesting habits of *Xylocopa ordinaria* Smith (Hymenoptera, Apidae) in a restinga area in the northern Rio de Janeiro State, Brazil. *Rev Bras Entomol* 52:434–440
- Borges FLG, Oliveira M da R, de Almeida TC et al (2021) Terrestrial invertebrates as bioindicators in restoration ecology: A global bibliometric survey. *Ecol Indic* 125:107458
- Bosch J, Kemp WP (2015) Exceptional cherry production in an orchard pollinated with blue orchard bees. *Bee World* 80:163–173
- Brito TF, Contrera FAL, Phifer CC et al (2018) Effects of habitat type change on taxonomic and functional composition of orchid bees (Apidae: Euglossini) in the Brazilian Amazon. *J Insect Conserv* 22:451–463
- Buschini MLT (2006) Species diversity and community structure in trap-nesting bees in Southern Brazil. *Apidologie* 37:58–66
- Calmon M, Brancalion PHS, Paese A et al. (2011) Emerging threats and opportunities for large-scale ecological restoration in the Atlantic Forest of Brazil. *Restor Ecol* 19:154–158
- Camacho JCB, Franke LB (2008) Efeito da polinização sobre a produção e qualidade de sementes de *Adesmia latifolia*. *Rev Bras Sementes* 30:81–90
- Cândido MEMB, Morato EF, Storck-Tonon D et al. (2018) Effects of fragments and landscape characteristics on the orchid bee richness (Apidae: Euglossini) in an

- urban matrix, southwestern Amazonia. *J Insect Conserv* 22:475–486
- Cardoso P, Barton PS, Birkhofer K et al. (2020) Scientists' warning to humanity on insect extinctions. *Biol Conserv* 242:108426
- Cariveau DP, Bruninga-Socolar B, Pardee GL (2020) A review of the challenges and opportunities for restoring animal-mediated pollination of native plants. *Emerg. Top Life Sci* 4:99–109
- Catterall CP (2018) Fauna as passengers and drivers in vegetation restoration: A synthesis of processes and evidence. *Ecol Manag Restor* 19:54–62
- Chabrierie O, Jamoneau A, Gallet-Moron E, Decocq G (2013) Maturation of forest edges is constrained by neighbouring agricultural land management. *J Veg Sci* 24:58–69
- Clewell A, Aronson J (2013) The SER primer and climate change. *Ecol Manag Restor* 14:182–186
- Coutinho JGE, Angel-Coca C, Boscolo D, Viana BF (2020) Heterogeneous agroecosystems support high diversity and abundance of trap-nesting bees and wasps among tropical crops. *Biotropica* 52:991–1004
- Crouzeilles R, Ferreira MS, Chazdon RL et al. (2017) Ecological restoration success is higher for natural regeneration than for active restoration in tropical forests. *Sci Adv* 3:e1701345
- Derhé MA, Murphy H, Monteith G, Menéndez R (2016) Measuring the success of reforestation for restoring biodiversity and ecosystem functioning. *J Appl Ecol* 53:1714–1724
- Díaz-García JM, López-Barrera F, Pineda E et al. (2020) Comparing the success of active and passive restoration in a tropical cloud forest landscape: A multi-taxa fauna approach. *PLoS One* 15:e0242020

- Dixon KW (2009) Pollination and restoration. *Science* 325:571–573
- Fahrig L (2003) Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 34:487–515
- Farias PRS, Barbosa JC, Busoli AC (2001) Distribuição espacial da Lagarta-do-Cartucho, *Spodoptera frugiperda* (J.E. Smith) (Lepidoptera: Noctuidae), na cultura do milho. *Neotrop Entomol* 30:681–689
- Ferraz MV (2019) The Atlantic Forest and landscape in Brazil. *Ornam Hortic* 25:8–8.
- Flores LMA, Zanette LRS, Araujo FS (2017) Effects of habitat simplification on assemblages of cavity nesting bees and wasps in a semiarid neotropical conservation area. *Biodivers Conserv* 27:311–328
- Flores LMA, Zanette LRS, Boscolo D, Araújo FS (2019) Landscape structure effects on bee and wasp assemblages in a semiarid buffer zone. *Landsc Online* 76:1–17
- Fornoff F, Staab M, Zhu CD, Klein AM (2021) Multi-trophic communities re-establish with canopy cover and microclimate in a subtropical forest biodiversity experiment. *Oecologia* 196:289–301
- Forman RTT, Godron M (1986) *Landscape ecology*. New York, John Wiley
- Fox EGP (2008) Book Review: *Introducción a los Hymenoptera de la Región Neotropical*. *Entomol Gen* 117–118
- Fraser LH, Harrower WL, Garris HW et al (2015) A call for applying trophic structure in ecological restoration. *Restor Ecol* 23:503–507
- Fundação SOS Mata Atlântica (2020) *Relatório Annual de Atividades 2020*. <https://www.sosma.org.br/sobre/relatorios-e-balancos/>. Accessed 3 Aug 2020
- Galindo-Leal C, Câmara, IG (2003) Atlantic forest hotspots status: an overview In: Galindo-Leal C, Câmara IG (eds). *The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook*. Center for Applied Biodiversity Science

e Island Press pp. 3-11

- Gandolfi S, Joly CA, Rodrigues RR (2007) Permeability - impermeability: canopy trees as biodiversity filters. *Sci Agric* 64:433–438
- Gazola AL, Garófalo CA (2009) Trap-nesting bees (Hymenoptera: Apoidea) in forest fragments of the state of São Paulo, Brazil. *Genet Mol Res* 8:607–622
- Gomes AMS, Silva CI, Cavalcante AM et al (2020) Bionomy and nesting behavior of the bee *Epanthidium tigrinum* (Schrottky, 1905) (Hymenoptera: Megachilidae) in trap-nests. *Sociobiology* 67:247–255
- Gonçalves RB, Sydney N V., Oliveira PS, Artmann NO (2014) Bee and wasp responses to a fragmented landscape in southern Brazil. *J Insect Conserv* 18:1193–1201
- Gould RK, Pejchar L, Bothwell SG et al (2013) Forest restoration and parasitoid wasp communities in Montane Hawai'i. *PLoS One* 8:e59356
- Hadley AS, Betts MG (2012) The effects of landscape fragmentation on pollination dynamics: Absence of evidence not evidence of absence. *Biol Rev* 87:526–544
- Holzschuh A, Steffan-Dewenter I, Tscharrntke T (2009) Grass strip corridors in agricultural landscapes enhance nest-site colonization by solitary wasps. *Ecol Appl* 19:123–132
- Holzschuh A, Steffan-Dewenter I, Tscharrntke T (2010) How do landscape composition and configuration, organic farming and fallow strips affect the diversity of bees, wasps and their parasitoids? *J Anim Ecol* 79:491–500
- Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Ministério do Meio Ambiente (2018) Livro Vermelho Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Invertebrados. Brasília, DF ICMBio/MMA 7:727
- Jones ME, Davidson N (2016) Applying an animal-centric approach to improve ecological restoration. *Restor Ecol* 24:836–842

- Kennedy CM, Lonsdorf E, Neel MC et al (2013) A global quantitative synthesis of local and landscape effects on wild bee pollinators in agroecosystems. *Ecol Lett* 16:584–599
- Klein A-M, Steffan-Dewenter I, Buchori D, Tscharntke T (2002) Effects of on land-use coffee bees in tropical agroforestry and flower-visiting trap-nesting and wasps. *Conserv Biol* 16:1003–1014
- Klein AM, Vaissière BE, Cane JH et al (2007) Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proc R Soc B Biol Sci* 274:303–313
- Kremen C, Williams NM, Aizen MA et al (2007) Pollination and other ecosystem services produced by mobile organisms: A conceptual framework for the effects of land-use change. *Ecol Lett* 10:299–314
- Krewenka KM, Holzschuh A, Tscharntke T, Dormann CF (2011) Landscape elements as potential barriers and corridors for bees, wasps and parasitoids. *Biol Conserv* 144:1816–1825
- Lamb D, Erskine PD, Parrotta JA (2005) Restoration of degraded tropical forest landscapes. *Science* 310:1628–1632
- LaSalle J, Gauld ID (1993) Hymenoptera: their diversity, and their impact on the diversity of other organisms. In: LaSalle J, Gauld ID (eds) *Hymenoptera and biodiversity* CAB International pp. 1–26.
- Lewinsohn TM, Prado PI, Jordano P et al (2006) Structure in plant–animal interaction assemblages. *Oikos* 113:174–184
- Losey JE, Vaughan M (2006) The economic value of ecological services provided by insects. *Bioscience* 56:311–323
- Loyola RD, Martins RP (2008) Habitat structure components are effective predictors of trap-nesting Hymenoptera diversity. *Basic Appl Ecol* 9:735–742

- Loyola RD, Martins RP (2011) Small-scale area effect on species richness and nesting occupancy of cavity-nesting bees and wasps. *Rev Bras Entomol* 55:69–74
- Lucas OWR (1991) *The design of forest landscapes*. New York: Oxford University Press
- MacArthur RH, MacArthur JW (1961) On bird species diversity. *Ecology* 42:594-598
- MacArthur RH, MacArthur JW, Preer J (1962) On bird species diversity-II Prediction of bird census from habitat measurements. *Am Nat* 96(888):735-742
- Majer JD (2009) Animals in the restoration process-progressing the trends. *Restor Ecol* 17:315–319
- Melo ACG De, Miranda DLC De, Durigan G (2007) Crown cover as indicator of structural development of riparian areas restoration in the Mid-Paranapanema Valley, Brazil. *Rev Arvore* 31:321–328
- Metzger JP (2009) Conservation issues in the Brazilian Atlantic forest. *Biol Conserv* 142:1138–1140
- Michener, CD (2007) *The Bees of the World*. 2nd Edition, John Hopkins University Press, Baltimore
- Mittermeier RA, Turner WR, Larsen SW et al. (2011) Global biodiversity conservation: the critical role of hotspots. In: Zachos FE, Habel IC (eds) *Biodiversity Hotspots: Distribution and Protection of Conservation Priority Areas* Springer, Heidelberg pp. 3-22
- Montalvo AM, Williams SL, Rice KJ et al (1997) Restoration biology: A population biology perspective. *Restor Ecol* 5:277–290
- Morato EF, Campos LAO (2000) Efeitos da fragmentação florestal sobre vespas e abelhas solitárias em uma área da Amazônia Central. *Rev Bras Zool* 17:429–444
- Morato EF, Martins RP (2006) An overview of proximate factors affecting the nesting

- behavior of solitary wasps and bees (Hymenoptera: Aculeata) in preexisting cavities in wood. *Neotrop Entomol* 35:285–298
- Morellato, L.P.C., Haddad, C.F.B. 2000. Introduction: the Brazilian Atlantic forest. *Biotropica* 32:786–792
- Oliveira MA de, Gomes CFF, Pires EM et al (2014) Bioindicadores ambientais: insetos como um instrumento desta avaliação. *Rev Ceres* 61:800–807
- Oliveira-Rebouças P, Aguiar CML, Ferreira VS et al (2018) The cavity-nesting bee guild (Apoidea) in a neotropical sandy coastal plain. *Sociobiology* 65:706–713
- Peipoch M, Brauns M, Hauer FR et al (2015) Ecological simplification: human influences on riverscape complexity. *Bioscience* 65:1057–1065
- Pereira LH, Barbosa FKN, Oliveira FM et al (2019) Efeitos do uso de pesticidas nas abelhas: revisão sistemática em bases de dados científicas. *Brazilian J Dev* 5:32821–32833
- Pitts-Singer TL, Cane JH (2011) The alfalfa leafcutting bee, *Megachile rotundata*: The world's most intensively managed solitary bee. *Annu Rev Entomol* 56:221–237
- Potts SG, Imperatriz-Fonseca V, Ngo HT et al (2016) Safeguarding pollinators and their values to human well-being. *Nature* 540:220–229
- Potts SG, Imperatriz-Fonseca VL, Ngo HT (2017) The assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on pollinators, pollination and food production. IPBES, Bonn, Germany <https://ipbes.net/document-library-catalogue/assessment-report-pollinators-pollination-and-food-production> . Accessed 3 Aug 2020
- Powney GD, Carvell C, Edwards M et al (2019) Widespread losses of pollinating insects in Britain. *Nat Commun* 2019 10:1–6
- Prach K, Durigan G, Fennessy S et al (2019) A primer on choosing goals and indicators

- to evaluate ecological restoration success. *Restor Ecol* 27:917–923
- Reis A, Bechara FC, Tres DR, Trentin BE (2014) Nucleação: concepção biocêntrica para a restauração ecológica. *Cienc Florest* 24:509–518
- Ribeiro MC, Metzger JP, Martensen AC et al (2009) The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biol Conserv* 142:1141–1153
- Rocha-Filho LC da, Montagnana PC, Boscolo D, Garófalo CA (2020) Green patches among a grey patchwork: the importance of preserving natural habitats to harbour cavity-nesting bees and wasps (Hymenoptera) and their natural enemies in urban areas. *Biodivers Conserv* 29:2487–2514
- Rocha-Filho LC da, Rabelo LS, Augusto SC, Garófalo CA (2017) Cavity-nesting bees and wasps (Hymenoptera: Aculeata) in a semi-deciduous Atlantic forest fragment immersed in a matrix of agricultural land. *J Insect Conserv* 21:727–736
- Root RB (1967) The niche exploitation pattern of the blue-gray gnatcatcher. *Ecol Monogr* 37:317–350
- Rosa JM da, Arioli CJ, Nunes-Silva P, Garcia FRM (2019) Disappearance of pollinating bees in natural and agricultural systems: Is there an explanation? *Rev Ciencias Agroveterinarias* 18:154–162
- Ruggiero M, Buchmann S (2004) The North American pollinator initiative. In: Freitas B, Pereira J (eds) *Solitary Bees: Conservation*. Fortaleza: Imprensa Universitaria, pp. 35-41
- Saunders ME (2015) Resource connectivity for beneficial insects in landscapes dominated by monoculture tree crop plantations. *Int J Agric Sustain* 14:82–99
- Smith GC, Lewis T, Hogan LD (2015) Fauna community trends during early restoration of alluvial open forest/woodland ecosystems on former agricultural land. *Restor*

Ecol 23:787–799

Soares FS, Medri ME (2002) Alguns aspectos da colonização da Bacia do rio Tibagi.

In: Medri ME, Bianchini E, Shibatta OA, Pimenta JA (eds) A Bacia do rio Tibagi., Ed. dos Ed. Londrina, pp 69–79

Sousa EHS, Matos MCB, Almeida RS, Teodoro AV (2011) Forest fragments' contribution to the natural biological control of *Spodoptera frugiperda* Smith (Lepidoptera: Noctuidae) in maize. Brazilian Arch Biol Technol 54:755–760

Stein A, Gerstner K, Kreft H (2014) Environmental heterogeneity as a universal driver of species richness across taxa, biomes, and spatial scales. Ecol Lett 17:866–880

Suding K (2011) Toward an era of restoration in ecology: successes, failures, and opportunities ahead. Annu Rev Ecol Evol Syst 42:465–487

Tscharntke T, Gathmann A, Steffan-Dewenter I (1998) Bioindication using trap-nesting bees and wasps and their natural enemies: Community structure and interactions. J Appl Ecol 35:708–719

Turner MG, Carpenter S (1990) Quantitative methods in landscape ecology: the analysis and interpretation of landscape heterogeneity. New York, Springer Verlag

Usubiaga-Liaño A, Mace GM, Ekins P (2019) Limits to agricultural land for retaining acceptable levels of local biodiversity. Nat Sustain 2:491–498

Uzeda MC, Tavares PD, Rocha FI, Alves RC (2017) Paisagens agrícolas multifuncionais: intensificação ecológica e segurança alimentar. Texto para Discussão / Embrapa Departamento de Pesquisa e Desenvolvimento. 1:67

Vogel S, Westerkamp C (1991) Pollination: an integrating factor of biocenoses. Species Conservation: a population-biological approach 159–170

Waltham NJ, Elliott M, Lee SY et al (2020) UN Decade on Ecosystem Restoration

2021-2030 what chance for success in restoring coastal ecosystems? *Front Mar Sci* 7:5

Williams IH (1996) Aspects of bee diversity and crop pollination in the European Union. *Conserv bees* 18:63–80

Williams NM (2011) Restoration of nontarget species: bee communities epollination function in riparian forests. *Restor Ecol* 19:450–459

Winfree R (2010) The conservation and restoration of wild bees. *Ann N Y Acad Sci* 1195:169–197

Wortley L, Hero JM, Howes M (2013) Evaluating ecological restoration success: A review of the literature. *Restor Ecol* 21:537–543

Yang LH, Gratton C (2014) Insects as drivers of ecosystem processes. *Curr Opin Insect Sci* 2:26–32

## OBJETIVOS

O objetivo geral deste trabalho foi avaliar o reestabelecimento da fauna de abelhas e vespas que nidificam em cavidades preexistentes, bem como de seus inimigos naturais, em áreas de restauração ecológica no bioma Mata Atlântica, submetidas a um processo de reflorestamento com mudas nativas e buscar compreender como a paisagem agrícola circundante pode influenciar esse reestabelecimento.

Dessa forma, o objetivo do primeiro capítulo foi investigar a nidificação de abelhas e vespas amostradas em remanescentes florestais de FES e respectivos reflorestamentos adjacentes. Buscou-se comparar a abundância, riqueza, diversidade e composição de espécies de abelhas e vespas que nidificam em cavidades preexistentes entre áreas remanescentes de FES e áreas reflorestadas. Foram avaliados, posteriormente, possíveis espécies potenciais bioindicadoras de qualidade ambiental. Além de investigar diferenças nos padrões circulares de nidificação de abelhas e vespas ao longo dos meses do ano nos reflorestamentos e fragmentos florestais adjacentes para registrar padrões temporais de nidificação.

O objetivo do segundo capítulo foi avaliar se padrões da comunidade de abelhas e vespas solitárias que nidificam em cavidades preexistentes e seus inimigos naturais, amostrados em áreas de reflorestamento, inseridas em paisagens altamente manejadas, são afetadas por aspectos da estrutura dessas paisagens, como: tamanho das áreas em restauração, tamanho da área de cobertura vegetal e tamanho da área agrícola.

### 3 CAPÍTULO 1

**Abelhas e vespas solitárias nidificando em cavidades preexistentes em fragmentos remanescentes e áreas de reflorestamento de Mata Atlântica**

Trabalho a ser submetido à revista: *Neotropical Entomology* (Anexo A)

**Abelhas e vespas solitárias nidificando em cavidades preexistentes em fragmentos remanescentes e áreas de reflorestamento de Mata Atlântica**

Gobatto, A. L. <sup>1</sup>, Sofia, S. H. <sup>2</sup>

<sup>1</sup>Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade, Universidade Estadual de Londrina, Rodovia Celso Garcia Cid, PR 445 km 380, CEP 86057-970, Londrina, PR, Brasil

<sup>2</sup>Departamento de Biologia Geral, Centro de Ciências Biológicas, Universidade Estadual de Londrina, Rodovia Celso Garcia Cid, PR 445 km 380, CEP 86057-970, Londrina, PR, Brasil

ABSTRACT

Assessments on the reestablishment of groups of insect taxa in reforested areas of the Atlantic Forest, in the process of ecological restoration, are still scarce. Thus, we aimed to assess the richness, abundance and diversity of cavity-nesting bees and wasps, in three remnants of Semideciduous Seasonal Forest and three reforestation areas adjacent to these fragments. Insects were sampled with trap nests monthly for two non-consecutive years in areas located in southern Brazil. Wasps, belonging to 18 species, were the most sampled insects, occupying 697 of the 810 sampled nests. Similar wasp richness were detected in the remnants and reforestations, with 15 and 14 species, respectively. The 113 bee nests were occupied by 11 species, of which 10 were sampled in the remnants and eight in the reforestations. The occurrences of bee and wasp species were common to both types of environments, with only one bee species exclusive to the remnants. However, in the case of bees, a difference was detected in the diversity of a reforestation area and in the circular abundance between the two types of environments.

Thus, the similarity of the fauna and the very similar richness and diversity indices between the types of environments point to the success of the restoration project in the studied areas in recruiting key groups of bees and wasps from nearby forest fragments, even if partial in some areas.

**Keywords:** Ecological restoration; Insect conservation; Reforestation of native species; Pollinators; predators.

## INTRODUÇÃO

A fragmentação e perda de habitats naturais, decorrente do avanço da urbanização e do uso intensivo do solo em larga escala espacial e temporal, estão entre as principais causas do declínio da diversidade global (Kennedy et al. 2013; Hipólito et al. 2018; Rosa et al. 2019). No Brasil, a expansão da agricultura extensiva sobre os diferentes biomas brasileiros, tem levado à devastação da maior parte de tais biomas (Arraes et al. 2012; Freitas e Mendonça 2016). Dentre os ecossistemas mais devastados está a Mata Atlântica, que possui hoje por volta de 10% de sua cobertura original (Ribeiro et al. 2009; SOS Mata Atlântica 2019). Mesmo sendo considerado um dos cinco biomas com maior riqueza e índices de endemismo do mundo e ser responsável por 60% do abastecimento nacional de água, a Mata Atlântica segue sofrendo com o avanço contínuo das fronteiras agrícolas e urbanas, com taxa de desmatamento de 14.500 ha anual (Fundação SOS Mata Atlântica e INPE 2020). Hoje restou uma paisagem fragmentada, onde 50% desta está representada por pequenos fragmentos de vegetação nativa menores que 500 ha e 30 a 40 % desses remanescentes são secundários ou perturbados e extremamente isolados por matrizes altamente manejadas (Myers et al. 2000; Ribeiro et al. 2009; Fundação SOS Mata Atlântica e INPE 2020)

Na tentativa de reverter ou desacelerar os efeitos dessa degradação dos habitats, a prática da restauração ecológica é uma estratégia que tem sido mundialmente empregada (Fahrig 2003; Lamb et al. 2005; Williams 2011), mas que ainda é utilizada de forma limitada em alguns países, a exemplo do Brasil. Essa prática tem como desafio, reestabelecer não apenas a produtividade de um ecossistema, mas também, a riqueza de espécies e suas interações ecológicas, essenciais para o funcionamento e auto-regeneração do habitat degradado ou totalmente devastado pelas ações antrópicas

(Calmon et al. 2011). As discussões sobre o sucesso de programas de restauração consideram diversos fatores como escala temporal, histórico das áreas, técnicas de implantação, técnicas de monitoramento e as metas a serem desenvolvidas (Suding 2011; Clewell e Aronson 2013; Wortley et al. 2013; Prach et al. 2019).

Esta complexidade no direcionamento de ações para a restauração de ambientes, muitas vezes totalmente degradados, levou pesquisadores a desenvolverem maneiras de dar início ao processo de sucessão ecológicas, buscando simular (“imitar”) os processos naturais, a partir de “gatilhos ecológicos” (Reis et al. 2014). A abordagem mais utilizada, recentemente, tem sido reestabelecer uma cobertura vegetal com plantio de sementes e mudas de espécies nativas de diferentes estágios sucessionais (Rodrigues et al. 2011; Reis et al. 2014; Almeida 2016; Pozzan et al. 2020). Como consequência, os projetos de restauração e seus monitoramentos focam no reestabelecimento da cobertura vegetal, presumindo que a fauna associada e os processos ecossistêmicos se reestabelecerão por conta própria, com o passar do tempo, à medida que a riqueza e abundância de espécies vegetais aumenta (Williams 2011). Porém, devido à falta de complexidade estrutural da paisagem e de características específicas, exigidas pela biota de cada localidade (Peipoch et al. 2015), muitos projetos de restauração falham, mesmo quando o ambiente físico foi restaurado (Jones e Davidson 2016), resultando nas ausências de grupos-chave de animais e, por consequência de seus diversos serviços ecossistêmicos, importantes para manutenção de ambientes restaurados. Portanto, monitorar o restabelecimento da fauna associada, em longo prazo, pode ser de extrema importância para o sucesso da manutenção de áreas em processo de restauração.

Devido à sua importância ecológica, sensibilidade às mudanças no ambiente e vulnerabilidade a eventos de extinção, alguns grupos de insetos são considerados bons indicadores do sucesso de áreas restauradas (Tscharntke et al. 1998; Araújo et al. 2018;

Cariveu et al. 2020; Borges et al. 2021). São considerados organismos-chave em vários ecossistemas terrestres, principalmente pelo papel desempenhado como polinizadores e predadores. A infraordem Aculeata (Hymenoptera) constituem um grupo de insetos que, de um modo geral, responde bem aos impactos da fragmentação florestal, uma vez que sua diversidade é, frequentemente, relacionada ao tamanho, conectividade e efeito de borda de fragmentos florestais (Gonçalves et al. 2014). Dentre os himenópteros, as abelhas (Anthophila) podem ser consideradas os insetos polinizadores mais importantes dos ecossistemas florestais, bem como de outros ecossistemas terrestres (Michener 2007). Essenciais para a reprodução da maioria das angiospermas, as abelhas dependem exclusivamente de fontes florais para a obtenção de néctar, pólen e óleos, além de outros produtos como fragrâncias, resinas e tricomas foliares (Neff e Simpson 1981; Michener 2007). A presença de abelhas em áreas restauradas, por exemplo, pode contribuir para a manutenção da diversidade genética de angiospermas e garantir a continuidade dos ciclos reprodutivos deste grupo de plantas devido ao aumento na visitação floral e, por consequência, na polinização (Dixon 2009). Já a presença de vespas, devido ao hábito predador destes insetos, pode exercer uma pressão “top-down” sobre a estrutura da comunidade dessas áreas, além de ocasionalmente contribuírem com a polinização eventual de algumas espécies de plantas e no controle de pragas agrícolas (Vogel e Westerkamp 1991; Lasalle e Gauld 1993).

A técnica de ninhos-armadilha tem se mostrado uma ferramenta útil no monitoramento destes himenópteros em áreas em processo de restauração ecológica (Araújo et al. 2018a; 2020, 2021; Fornoff et al. 2021), a exemplo de áreas reflorestadas, uma vez que permite uma amostragem com réplicas espaciais e temporais padronizadas, que não depende da habilidade do coletor. Adicionalmente, é uma técnica que fornece dados sobre a biologia das espécies como material de construção dos ninhos, alimento

aprovisionado para as crias e espécies de inimigos naturais (Buschini 2006; Gazola e Garófalo 2009; Araújo 2018b; Fornoff et al. 2021).

Essas comunidades de abelhas e vespas que nidificam em cavidades pré-existentes podem ainda ser influenciadas por fatores abióticos como temperatura, umidade e radiação solar, condicionados pela sazonalidade e ambientes onde ocorrem (Araújo et al. 2020).

Os ciclos de vida dessas espécies com histórico de vida e fenologias variadas evoluíram em resposta à disponibilidade dos recursos ofertados ao longo do ano e a estabilidade do habitat (Bradshaw et al. 2011; Araújo et al. 2020). Resultando na mudança da composição da comunidade local ao longo do tempo, uma vez que os diferentes recursos exigidos pelas espécies residentes podem estar disponíveis em diferentes períodos de tempo (Araújo et al. 2020). Esses efeitos das variações sazonais na abundância de artrópodes são um fenômeno comum e relativamente previsível em ecossistemas tropicais (Pinheiro et al. 2002), inclusive em florestas estacionais semidecíduais (FES), nas quais a queda foliar das espécies arbóreas atingem de 20% a 50% da cobertura vegetal superior das florestas no período seco (Ballejo da Costa e Guasselli 2017). Porém, na maioria dos estudos de monitoramento de fauna em áreas restauradas, usa-se comparações pontuais discretas com florestas primárias ou secundárias para inferir sua eficácia (Cristescu et al. 2012; Araújo et al. 2018a, 2021) e raramente é levado em consideração o grau de variação temporal nas comunidades biológicas ao longo do ano e se os habitats restaurados fornecem de fato estabilidade temporal de recursos semelhantes às áreas de referência (Araújo et al. 2020). Assim, semelhanças nos padrões de nidificação de abelhas e vespas ao longo dos meses do ano nos dois ambientes também pode refletir a saúde dos reflorestamentos (Araújo et al. 2020). Portanto, documentar e comparar a estabilidade temporal da comunidade de

abelhas e vespas em áreas restauradas e fragmentos florestais próximos também pode ser fundamental para uma avaliação mais precisa do sucesso desses ambientes (Araújo et al. 2020).

Com base no exposto, este estudo teve como objetivo investigar a nidificação de abelhas e vespas amostradas em remanescentes florestais de FES e respectivos reflorestamentos adjacentes, a fim de inferir sobre o sucesso de áreas em processo de restauração ecológica. Desse modo, buscamos comparar a abundância, riqueza, diversidade e composição de espécies de abelhas e vespas que nidificam em cavidades pré-existentes entre áreas remanescentes de FES e áreas reflorestadas. Buscou-se avaliar posteriormente possíveis espécies potenciais bioindicadoras de qualidade ambiental. Além disso, foram avaliadas diferenças nos padrões circulares de nidificação de abelhas e vespas ao longo dos meses do ano nos reflorestamentos e fragmentos florestais adjacentes.

Esperamos encontrar uma semelhança nas comunidades de abelhas e vespas em todas as localidades, assumindo que as áreas foram implantadas a mais de 16 anos e que existe uma proximidade física de todas as áreas restauradas com fragmentos de floresta próximos, facilitando a colonização das áreas. Além disso, de acordo com estudos anteriores, realizados com diferentes grupos de artrópodes, em florestas tropicais (Amorim et al. 2009; Castro et al. 2012; Rocha-Filho e Garófalo 2015; Cordeiro et al. 2019), esperamos encontrar padrões semelhantes de nidificação anual com padrões e picos de sazonalidade detectáveis, que acompanham o período quente e chuvoso, característico de florestas estacionais semidescuiduais, tanto nos remanescentes florestais como nos reflorestamentos.

## MATERIAIS E MÉTODOS

### Áreas de Estudo

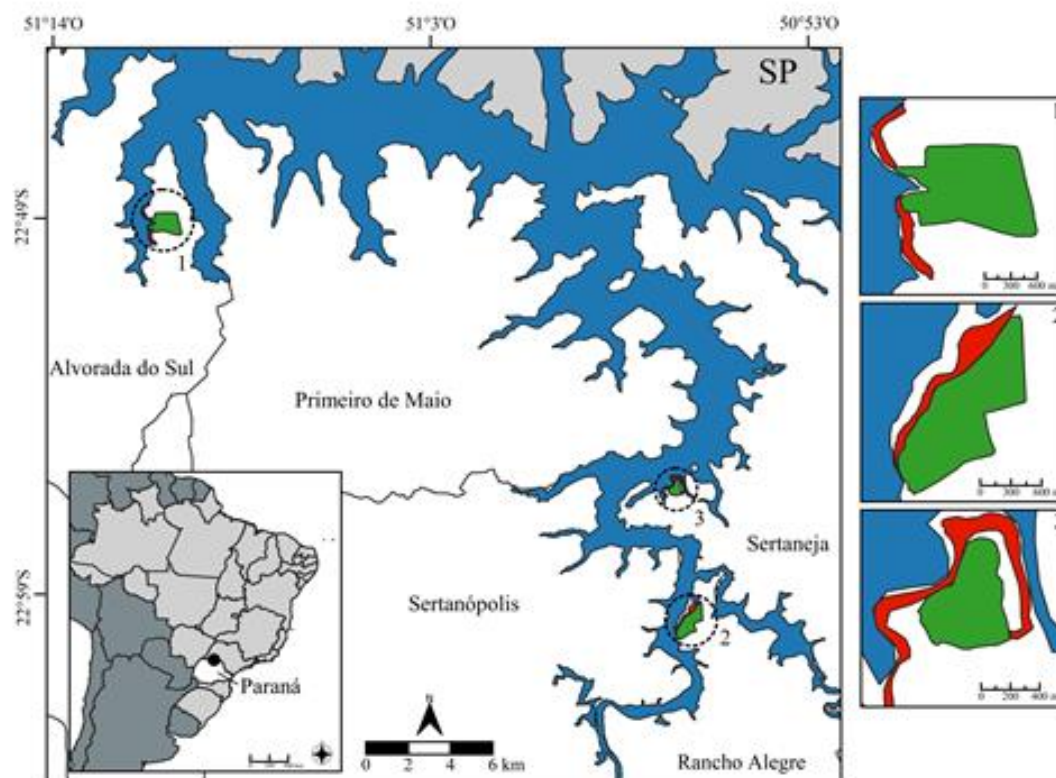
O estudo foi desenvolvido em seis áreas, sendo três remanescentes florestais (Frag), com tamanhos variando de 33 a 107 ha, e três áreas de reflorestamento (Refs), com tamanhos variando de 11,3 a 33,3 ha, cada uma destas com localização adjacente a um dos remanescentes estudados (Tabela S1). As seis áreas estão localizadas às margens do Reservatório de Capivara no norte do Estado do Paraná, no sul do Brasil (Fig. 1). No passado, esta região era recoberta por Floresta Estacional Semidecidual (FES), tipo de vegetação do Domínio Mata Atlântica, que forma as florestas de interior (Morelato e Haddad 2000; Ribeiro et al. 2009). Após um rápido processo de desmatamento e fragmentação florestal que se estendeu principalmente pelos últimos cem anos, a cobertura vegetal da região foi reduzida a cerca de 2 a 4% do original (Torezan 2002). Há cerca de duas décadas teve início um projeto de monitoramento de reflorestamentos de áreas associadas ao Reservatório Capivara, o qual vem sendo desenvolvido (Duke Energy International e Geração Paranapanema S.A. 2010). Os reflorestamentos foram implantados em um mesmo evento (2003-2004), como uma medida compensatória aos danos causados pelo alagamento do reservatório.

Nos reflorestamentos, o plantio foi feito manualmente, usando-se “coquetéis” de mudas, espaçamento 3 x 2 m, cerca de 40 a 50 espécies arbóreas nativas, alta proporção de espécies pioneiras e secundárias iniciais, sem adubação e com manutenção manual e mecanizada para o controle rápido de gramíneas (Cavalheiro et al. 2002). Esses reflorestamentos possuem características similares, em termos de idade, geografia, condições climáticas, altitude (334-338 m), relevo (suave) e metodologia de plantio das

mudas e sementes (Cavalheiro et al. 2002).

**Tabela 1.** Localização e tamanho (ha) dos fragmentos estudados. Mês e ano de implantação e idade dos reflorestamentos (Refs). Frag = Remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual; Ref = Talhões de reflorestamento implementados.

<b>Localização das áreas de estudo</b>	<b>Coordenadas geográficas</b>	<b>Frag (ha)</b>	<b>Ref (ha)</b>	<b>Mês/Ano</b>	<b>Idade (anos)</b>
Município de Alvorada do Sul	22°49'44"S; 51°11'25"O	130	11,3	Maio/2004	17
Município de Rancho Alegre	22°56'26"S; 50°56'30"O	107	11,8	Junho/2003	18
Município de Sertaneja	22°56'26"S; 50°57'10"O	33	33,3	Set/2003	18

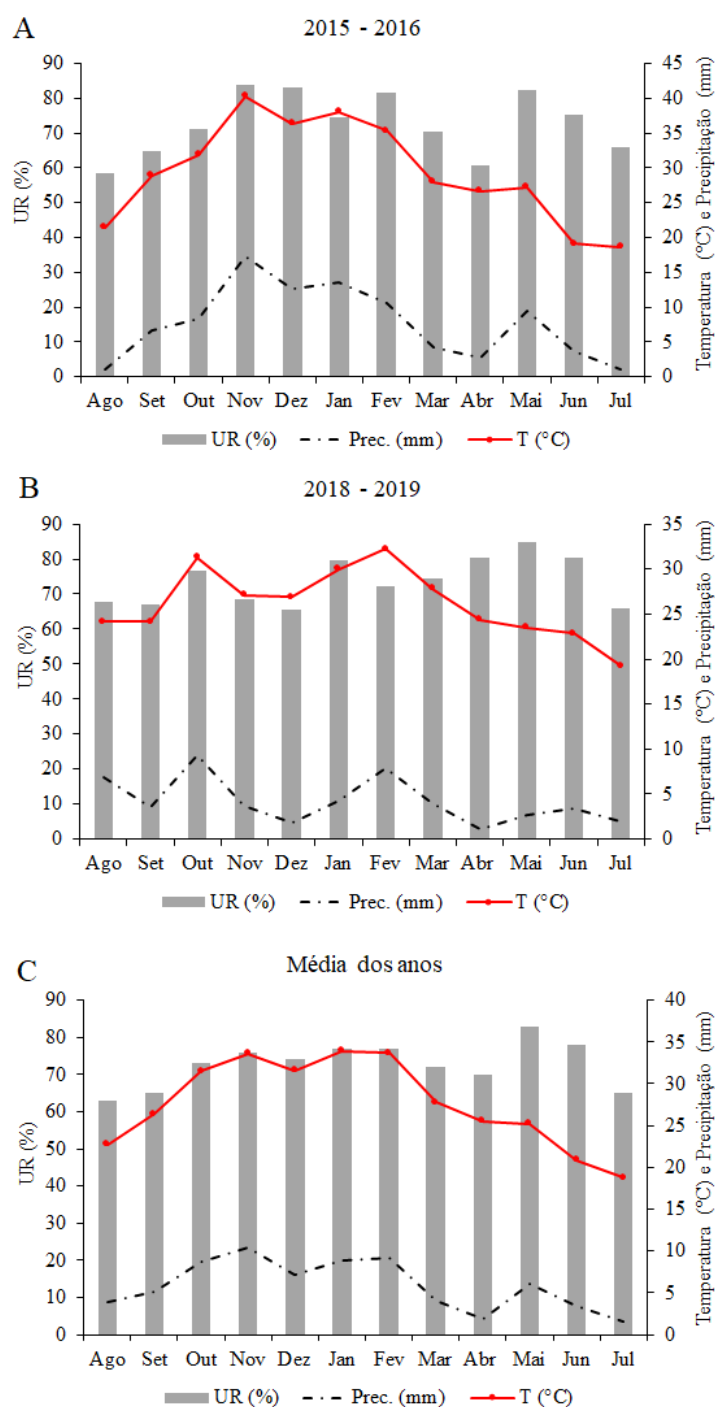


**Fig. 1.** Mapa de parte da bacia do Paranapanema (Hidrografia do Reservatório Capivara). Fragmentos florestais de Floresta Estacional Semidecidual (verde) e Reflorestamentos (vermelho), inseridos em matriz de agricultura rotativa soja/milho localizados em propriedades privadas no norte do Paraná, Sul do Brasil, e avaliados ao longo de dois anos não consecutivos com ninhos-armadilha: (1) Sítio de amostragem 1 com Frag1 e Ref1; (2) Sítio de amostragem 2 com Frag2 e Ref2 e (3) Sítio de amostragem 3 com Frag3 e Ref3.

Os sítios de amostragem encontram-se em propriedades rurais particulares, inseridas em paisagens pouco diversificadas, drasticamente modificadas pela atividade agrícola intensiva, compondo um mosaico de pequenos fragmentos em diferentes graus de conservação, separados por matrizes de monocultura extensiva de soja e milho (Scervino e Torezan 2015). Os três remanescentes se encontram em graus de conservação semelhantes, sobretudo em estágio sucessional secundário e possuem histórico semelhante de extração de madeira e caça ilegal, desde o início dos anos 80

(Suganuma e Torezan 2013).

O clima da região, de acordo com a classificação de Köppen, é do tipo Cfa, subtropical úmido (Mesotérmico), zona tropical marginal, com verão quente, com média do mês mais quente em torno de 22 °C, inverno seco com temperaturas inferiores a 18°C no mês mais frio e chuvas distribuídas durante todo o ano, inclusive no inverno. A região tem índice pluviométrico médio avaliado em 1400 a 1600 mm/ano (Maack 2000). Os valores diários de precipitação (mm), temperatura média (°C) e umidade relativa do ar (%), da região de Londrina (onde se localiza a estação meteorológica mais próxima), no período de coleta de dados, foram obtidos com o Instituto Agrônômico do Paraná –IAPAR e organizados em forma de climograma (Fig. 2).



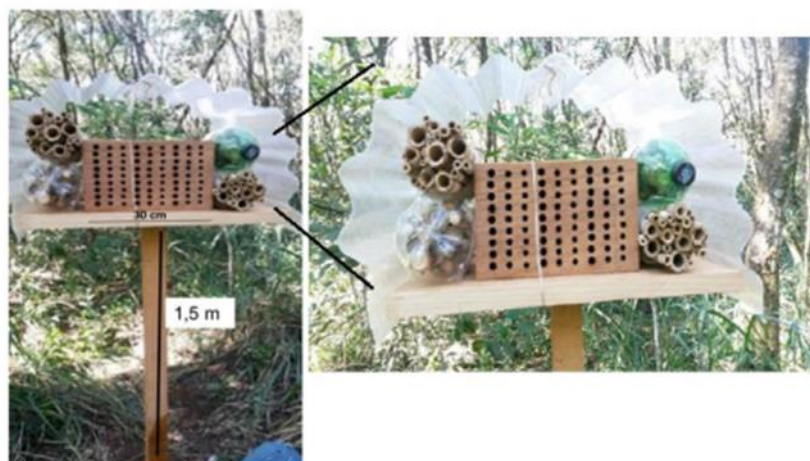
**Fig. 2.** Climograma do município de Londrina, PR no período de coleta (agosto de 2015 a julho de 2016 e agosto de 2018 a julho de 2019). A = Médias mensais de agosto de 2015 a julho de 2016; B = Médias mensais de agosto de 2018 a julho de 2019; C = Médias mensais dos dois anos de amostragem, utilizadas nas análises de correlação; Prec. = Precipitação acumulada (mm); UR = Média da umidade relativa (%); T = Média da temperatura (°C).

## Metodologia

As amostragens aconteceram a cada 30 dias, com intervalos de no mínimo 25 dias e no máximo 35 dias, ao longo de dois anos, não consecutivos, de agosto de 2015 a julho de 2016 e agosto de 2018 a julho de 2019, perfazendo 24 coletas em cada local.

A fim de garantir a captura de espécies reprodutivamente ativas e residentes nos locais de amostragem, adotamos o método de “ninhos-armadilha” (NA) (Krombein 1967; Gazola e Garófalo 2009), no qual utilizamos dois tipos de NA: a) Gomos de bambu fechados em uma das extremidades pelo nó, com comprimentos de 9,0 a 20 cm e diâmetros variando de 0,5 a 2,5 cm, agrupados em feixes com 50 bambus b) Tubos de cartolina preta, fechados em uma das extremidades com cartolina, com comprimentos entre 8,0 e 9,0 cm e diâmetros variando de 6 a 10 mm. Os tubos de cartolina preta foram disponibilizados em blocos de madeira de Angelim (*Dinizia excelsa*), de 20 x 20 x 5 cm, com capacidade para 81 tubos de cartolina por bloco no primeiro ano de estudo e 84 tubos por bloco no segundo ano de estudo.

Os NA foram dispostos em plataformas de madeira individuais com coberturas de fibra transparente e altura aproximada de 1,5m do chão. Em cada plataforma, foram fixados dois conjuntos de feixes de bambu (100 bambus) e dois blocos de madeira (168 tubos de cartolina), expostos para lados opostos (Fig. 3).



**Fig. 3.** Modelo de armadilha utilizado nesse estudo (com pequenas alterações ao longo do estudo), com dois tipos de ninho armadilha (Bloco de madeira com canudos de cartolina e feixes de bambu).

Em cada área estudada foram implantadas duas plataformas. Nos remanescentes, uma plataforma foi instalada a 10 m da borda e a outra posicionada a pelo menos 300 m da borda. Nos reflorestamentos, as duas plataformas também foram separadas no mínimo 300 m entre si, adentrando até 15 metros da borda dos reflorestamentos, a fim de evitar ao máximo o efeito de borda recorrente nessas áreas, principalmente devido ao formato alongado dos reflorestamentos. Assim, disponibilizamos em cada área amostrada 536 ninhos-armadilha, totalizando 3216 ninhos-armadilhas no conjunto das seis áreas.

Mensalmente, os ninhos foram inspecionados com a ajuda de um otoscópio. Os ninhos-armadilha que estavam ocupados e aparentemente completos foram coletados, identificados, tampados em uma das extremidades e levados para o laboratório. Outro NA semelhante foi colocado no lugar. Os ninhos foram monitorados semanalmente para registro de indivíduos emergidos. Após alguns meses de coleta, os ninhos foram abertos, inspecionados e fotografados. Os indivíduos encontrados vivos foram sacrificados em acetato de etila ou em *freezer*, montados em alfinetes entomológicos,

etiquetados, secos em estufa e acondicionados em gavetas entomológicas. A identificação dos espécimes foi realizada até o menor nível taxonômico possível, com base em chaves dicotômicas de identificação e material de referência. A identificação dos ninhos com apenas indivíduos não emergidos foi feita por meio da comparação das características arquitetônicas de outros ninhos previamente identificados e com material de referência (Camillo et al. 1997; Marques e Gaglianone 2013; Hermes 2015; Gomes et al. 2020). Todo o material biológico coletado nesse estudo foi depositado na Coleção do Laboratório de Genética e Ecologia Animal (LAGEA) da Universidade Estadual de Londrina e, posteriormente, parte do material será depositado no Museu de Zoologia da Universidade Estadual de Londrina (MZUEL).

#### Análise dos Dados

Para a análise dos dados, contabilizamos a abundância de ninhos de abelhas e vespas fundados ao longo dos dois anos de amostragem, tendo os indivíduos desses ninhos emergido ou não. Os ninhos-armadilha, nos quais mais de uma espécie nidificou ao mesmo tempo, foram devidamente separados na análise de dados.

O teste de Mann Whitney foi aplicado para comparar possíveis diferenças entre os dois anos de estudo nos números de ninhos de abelhas e vespas amostrados. Frente à ausência de diferenças significativas ( $U = 61,5$ ;  $Z = 0,57$ ;  $p\text{-valor} = 0,56$ ), os dados obtidos dos dois anos foram reunidos e avaliados conjuntamente.

Foram obtidas curvas de rarefação para avaliarmos a eficiência amostral nas diferentes áreas e permitir comparações das riquezas reais e esperadas de abelhas, vespas e total que nidificaram nos remanescentes florestais e reflorestamentos. Para isso, gráficos de rarefação e extrapolação de riqueza de espécies foram gerados com a

função iNEXT (iNterpolation and EXTrapolation) do software R (Chao et al. 2014; Hsieh et al. 2016), utilizando a análise assintótica e  $q = 0$  (Número efetivo de espécies). Essa função estima a diversidade de espécies com base nos números verdadeiros de Hill (ou número efetivo de espécies) de qualquer ordem ( $q > 0$ ). As funções foram plotadas graficamente por meio do pacote ggplot2 (R Development Core Team 2020).

Para avaliar a nidificação sazonal de abelhas e vespas em fragmentos florestais e reflorestamentos adjacentes, os meses foram convertidos em ângulos, de  $0^\circ$  (correspondendo a janeiro) a  $330^\circ$  (correspondendo a dezembro) e transformamos em radiano (Zar 2010). Para cada ângulo, consideramos o número de ninhos de abelhas, vespas e total (abelhas + vespas) como medida de intensidade (Zar 2010). A partir dos dados transformados, foi calculado o ângulo médio ( $\mu$ ), o comprimento do vetor médio ( $r$ ) e desvio padrão circular (DPC), como descrito por Zar (2010).  $\mu$  e DPC são análogas às medidas de média e desvio padrão na estatística não circular. O vetor médio ( $r$ ) varia inversamente à quantidade de dispersão dos dados, indo de zero (dados não agrupados, sem sazonalidade) a um (dados agrupados, com sazonalidade), refletindo a agregação da sincronia do evento (Zar 2010). Para testar a uniformidade da nidificação de abelhas, vespas e total de cada tratamento, foi utilizado o teste de Kuiper, no qual a hipótese nula indica que os dados se distribuem de forma uniforme ao longo do ano, ou seja, sem perfil de sazonalidade aparente ou agregado.

O teste de Watson (U) foi utilizado para avaliar a existência ou não de diferenças estatísticas nos dados circulares de sazonalidade de nidificação de abelhas e vespas, entre remanescentes florestais e reflorestamentos, inicialmente. Este teste é normalmente empregado para verificar se os dados seguem a distribuição de von Mises, que é equivalente à distribuição normal de dados lineares (Jammalamadaka e Sengupta 2001; Quesada et al. 2009). Considerando-se que, todas as distribuições não

apresentaram o pressuposto de normalidade, foi utilizado, então, o teste Watson-Williams de Homogeneidade de Médias (W), que é equivalente ao teste Mann-Whitney nos dados lineares para testar a diferença entre os dados circulares de abundância de ninhos de abelhas, vespas e total, amostrados em áreas remanescentes e de reflorestamento (Jammalamadaka e Sengupta 2001). Esta mesma análise foi empregada para avaliar se existiu diferenças nos dados circulares de abundância total de abelhas e vespas entre os dois anos de amostragem, para os remanescentes e reflorestamentos adjacentes separadamente.

Também foram realizados testes de correlação para variáveis climáticas (temperatura, umidade relativa do ar e precipitação pluviométrica médias) e abundância de ninhos amostrados ao longo dos meses em remanescentes florestais e reflorestamentos. Para isso, foram calculadas as médias mensais dos dois anos de amostragem, obtidas a partir das médias diárias (dados fornecidos pelo IAPAR), as quais foram correlacionadas com a abundância circular de ninhos de abelhas, vespas e total (abelhas e vespas).

A diversidade de espécies foi calculada através do software PAST (PAleontological STatistics) (Hammer et al. 2001), considerando-se o número de ninhos de abelhas e vespas construídos em cada local amostrado e no total dos ambientes. Para essa avaliação foram empregados os índices de Shannon-Wiener ( $H'$ ) e de Simpson (D). Posteriormente, os valores de diversidade obtidos nos diferentes locais foram comparados, entre ambientes, par a par, com o teste de re-amostragem *Bootstrap* com 999 permutações.

Para facilitar a visualização da similaridade na composição de espécies amostradas nas seis áreas avaliadas, foi utilizado o índice de Bray-Curtis, plotado pelo método UPGMA (“Unweighted Pair-Group Average Method”) em um gráfico de

cluster. Para verificar se houve diferenças na composição de espécies de abelhas e vespas, que nidificaram nos diferentes fragmentos florestais e reflorestamentos, os dados de abundância total de ninhos de abelhas e vespas que foram transformados em uma matriz de dissimilaridade com distância de Bray-Curtis foram submetidos a uma análise de variância permutacional multivariada (PERMANOVA), com 1000 permutações. Esse procedimento foi realizado a fim de elucidar a significância obtida na ordenação encontrada na matriz e na ordenação do *cluster*.

As análises, testes, ordenações e gráficos foram efetuadas utilizando o software R (R Development Core Team, 2020), com os pacotes “nortest”, “circular” (Agostinelli e Lund 2011), “Vegan” (Oksanen et al. 2017), “ggplot2” e “plotrix”.

## RESULTADOS

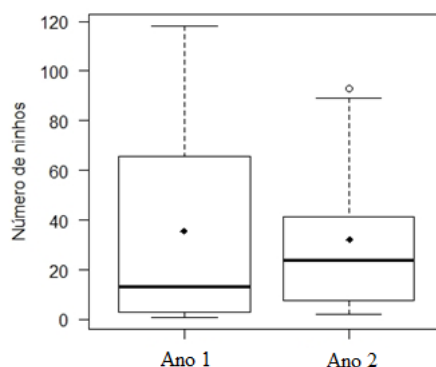
### Comunidade de Abelhas e Vespas que Nidificaram em Ninhos-Armadilha

Durante o período de estudo foram amostrados 810 ninhos, com média de 67,5 ninhos por mês, dos quais 113 foram fundados por abelhas (11,3 ninhos por mês) e 697 por vespas (58,8 ninhos por mês) (Tabela 2). No primeiro ano de estudo, 425 ninhos-armadilha foram coletados e identificados, correspondendo a 13% do total de ninhos-armadilha ofertados, com média de 35,4 ninhos fundados por mês. No segundo ano de estudo, 385 ninhos foram amostrados, correspondendo a 12,09% do total de ninhos disponibilizados, perfazendo uma média de 32,1 ninhos fundados por mês (Fig. 4).

**Tabela 2.** Abundância, riqueza e diversidades (Shannon-Winner H' e Simpson D) de ninhos de abelhas e vespas solitárias, coletados com ninhos armadilha em três remanescentes florestais (Frag) e três reflorestamentos (Ref), adjacentes aos remanescentes, localizados no norte do Estado do Paraná, sul do Brasil, de agosto de 2015 a julho de 2016 e agosto de 2018 a julho de 2019.

Família/ Espécies	Área 1		Área 2		Área 3		
	Frag1	Ref1	Frag2	Ref2	Frag3	Ref3	
<b>Apidae</b>							
<i>Centris analis</i> Fabricius 1804	3	4	4	4	8		23
<i>Centris tarsata</i> Smith 1874	1	3		1			5
<i>Eufriesea auriceps</i> Friese 1899	1		3		7	2	13
<i>Euglossa pleosticta</i> Dressler 1982	1		1	1	2	6	11
<i>Euglossa townsendi</i> Cockerell 1904				1			1
<i>Euglossa truncata</i> Rebêlo & Moure 1996						1	1
<i>Tetrapedia diversipes</i> Klug 1810	3	4	5		3	2	17
<b>Megachilidae</b>							
<i>Carloticola paraguayensis</i> Schrottky 1908	3		2	1	4	2	12
<i>Epanthidium tigrinum</i> Schrottky 1905	3		4	2	2	1	12
<i>Megachile (Chrysosarus)</i> sp	5		3	1	7		16
<i>Megachile nigripennis</i> Spinola 1841					2		2
<b>Total de ninhos de abelhas</b>	<b>20</b>	<b>11</b>	<b>22</b>	<b>11</b>	<b>35</b>	<b>14</b>	<b>113</b>
<b>Riqueza de espécies de abelhas</b>	<b>8</b>	<b>3</b>	<b>7</b>	<b>7</b>	<b>8</b>	<b>6</b>	<b>11</b>
<b>Diversidade de espécies de abelhas (H')</b>	<b>1,93</b>	<b>1,09</b>	<b>1,85</b>	<b>1,76</b>	<b>1,81</b>	<b>1,57</b>	<b>2,13</b>
<b>Dominância de abelhas (D)</b>	<b>0,16</b>	<b>0,33</b>	<b>0,16</b>	<b>0,20</b>	<b>0,17</b>	<b>0,25</b>	<b>0,13</b>
<b>Pompilidae</b>							
<i>Auplopus</i> sp. 1	60	2	36	32	46	36	212
<i>Auplopus</i> sp. 2	3	1	1	1	3		9

<i>Auplopus</i> sp. 3	3		5	5	3	4	20
<i>Auplopus</i> sp. 4	1						1
Pompilidae sp. 1	1	7		3	1		12
Pompilidae sp. 2		8		1		3	12
<i>Priochilus</i> sp.	6						6
<b>Vespidae</b>							
<i>Minixi</i> sp.		2	2	15	1	2	22
<i>Monobia angulosa</i> Saussure 1852	1		4	5	11	31	52
<i>Pachodynerus grandis</i> Willink & Roig-Alsina 1998	45	11	35	83	74	22	270
<i>Pachodynerus guadulpensis</i> Saussure 1853	6	7	1	3	3	4	24
<i>Ancistrocerus</i> sp.			2	8			10
<b>Sphecidae</b>							
<i>Podium</i> sp. 1					5		5
<i>Podium</i> sp. 2						1	1
<b>Crabronidae</b>							
<i>Trypoxylon (Trypargilum) lactitarse</i> Saussure 1867					11	1	12
<i>Trypoxylon (Trypargilum) opacum</i> Saussure 1913		1					1
<i>Trypoxylon (Trypoxylon)</i> sp. 1	3	9		4	4	7	27
<i>Trypoxylon (Trypoxylon)</i> sp. 2	1						1
<b>Total de ninhos de vespas</b>	<b>130</b>	<b>48</b>	<b>86</b>	<b>160</b>	<b>162</b>	<b>111</b>	<b>697</b>
<b>Riqueza de espécies de vespas</b>	<b>11</b>	<b>9</b>	<b>8</b>	<b>11</b>	<b>11</b>	<b>10</b>	<b>18</b>
<b>Diversidade de espécies de vespas (H')</b>	<b>1,41</b>	<b>1,93</b>	<b>1,37</b>	<b>1,55</b>	<b>1,54</b>	<b>1,71</b>	<b>1,81</b>
<b>Dominância de vespas (D)</b>	<b>0,33</b>	<b>0,16</b>	<b>0,34</b>	<b>0,32</b>	<b>0,30</b>	<b>0,23</b>	<b>0,25</b>



**Fig. 4.** Boxplot do total de ninhos de abelhas e vespas que nidificaram em fragmentos florestais de FES e reflorestamentos adjacentes, em cada ano de estudo. Ponto preto representando a média anual de ninhos fundados. Ano 1 = ago/2015 a jul/2016; Ano 2 = ago/2018 a jul/2019.

As espécies que fundaram ninhos se distribuíram em seis famílias taxonômicas (Apidae, Megachilidae, Pompilidae, Vespidae, Sphecidae e Crabronidae) (Tabela 2). Apidae foi a família mais rica com oito espécies, seguido de Pompilidae com sete espécies e Vespidae com cinco espécies (Tabela 2).

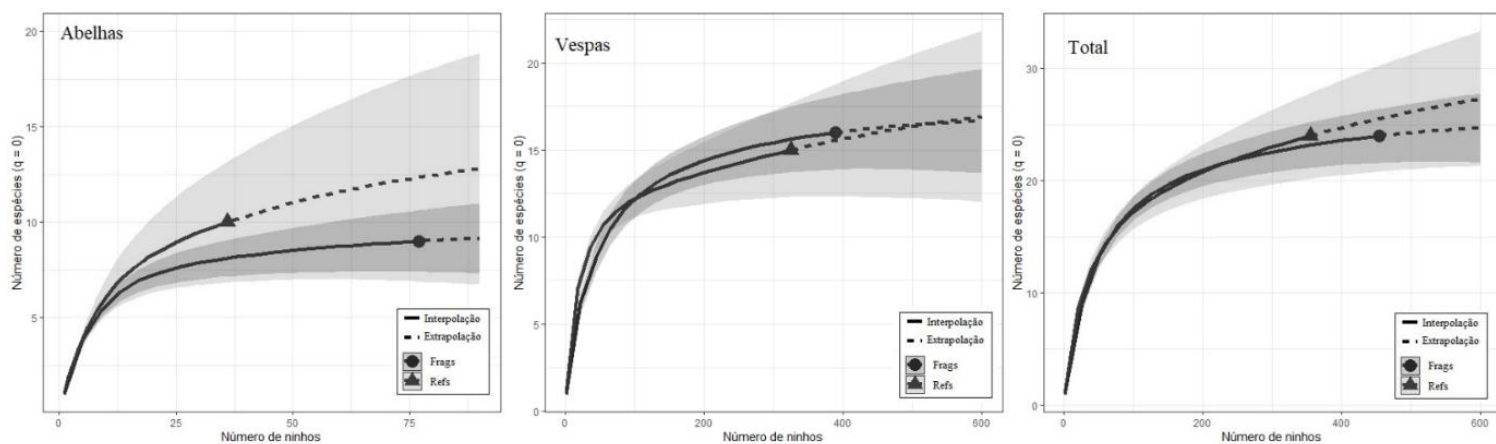
Ao todo, foram amostradas 11 espécies de abelhas e 18 espécies de vespas. As espécies de abelhas que mais nidificaram foram *Centris analis*, *Tetrapedia diversipes*, *Megachile (Chrysosarus) sp* e *Carloticola paraguayensis*, essas espécies nidificaram praticamente em todas as áreas (Tabela 2). As vespas *Auplopus sp. 1*, *Pachodynerus grandis* e *Monobia angulosa* fundaram o maior número de ninhos e foram amostradas em todas as áreas de estudo.

O fragmento florestal com maior número de ninhos coletados foi Frag3 (N = 197) e com menor número de ninhos foi Frag2 (N = 108). Por sua vez, o reflorestamento com maior número de ninhos coletados foi Ref2 (N = 171) e o com menor número foi Ref1 (N = 59) (Tabela 2). As abundâncias de ninhos de abelhas que

nidificaram nos fragmentos florestais foram sempre superiores às abundâncias de ninhos fundados nos reflorestamentos (Tabela 2). Porém, testando par a par cada fragmento e seu respectivo reflorestamento e o conjunto de reflorestamentos e fragmentos, não encontramos uma diferença significativa entre a abundância linear dos ninhos de abelhas ( $p$ -valores  $> 0,05$ ). A abundância de ninhos de vespas nos diferentes ambientes (para a par e a soma das três áreas), também não diferiu significativamente ( $p$ -valores  $> 0,05$ ).

No geral, as riquezas de espécies dos dois ambientes foram muito semelhantes (Fig. 5). Nos fragmentos florestais registramos 24 espécies, sendo 9 de abelhas e 15 de vespas. As espécies exclusivas desse ambiente foram *Megachile nigripennis* (N=2 em Frag3), *Auplopus* sp. 4 (N=1 em Frag1), *Podium* sp. 1 (N=1 em Frag3), *Priochilus* sp. (N=6 em Frag1), *Trypoxylon (Trypoxylon)* sp. 2. Nos reflorestamentos registramos 24 espécies, 10 de abelhas e 14 de vespas, sendo Pompilidae sp. 2 (N=12 em Ref 1, 2 e 3), *Podium* sp. 2 (N= 1 em Ref 3) e *Trypoxylon (Trypargilum) opacum* (N=1 em Ref1) as espécies registradas exclusivamente nesses ambientes (Tabela 2).

As curvas de rarefação das espécies que nidificaram nos remanescentes florestais indicaram uma estabilização aparente e um intervalo de confiança pequeno, indicado a efetividade da amostragem (Fig. 5). Os intervalos de confiança das curvas de rarefação se sobrepuseram, indicando uma semelhança entre os dois ambientes com relação à riqueza de abelhas e vespas (Fig. 5).

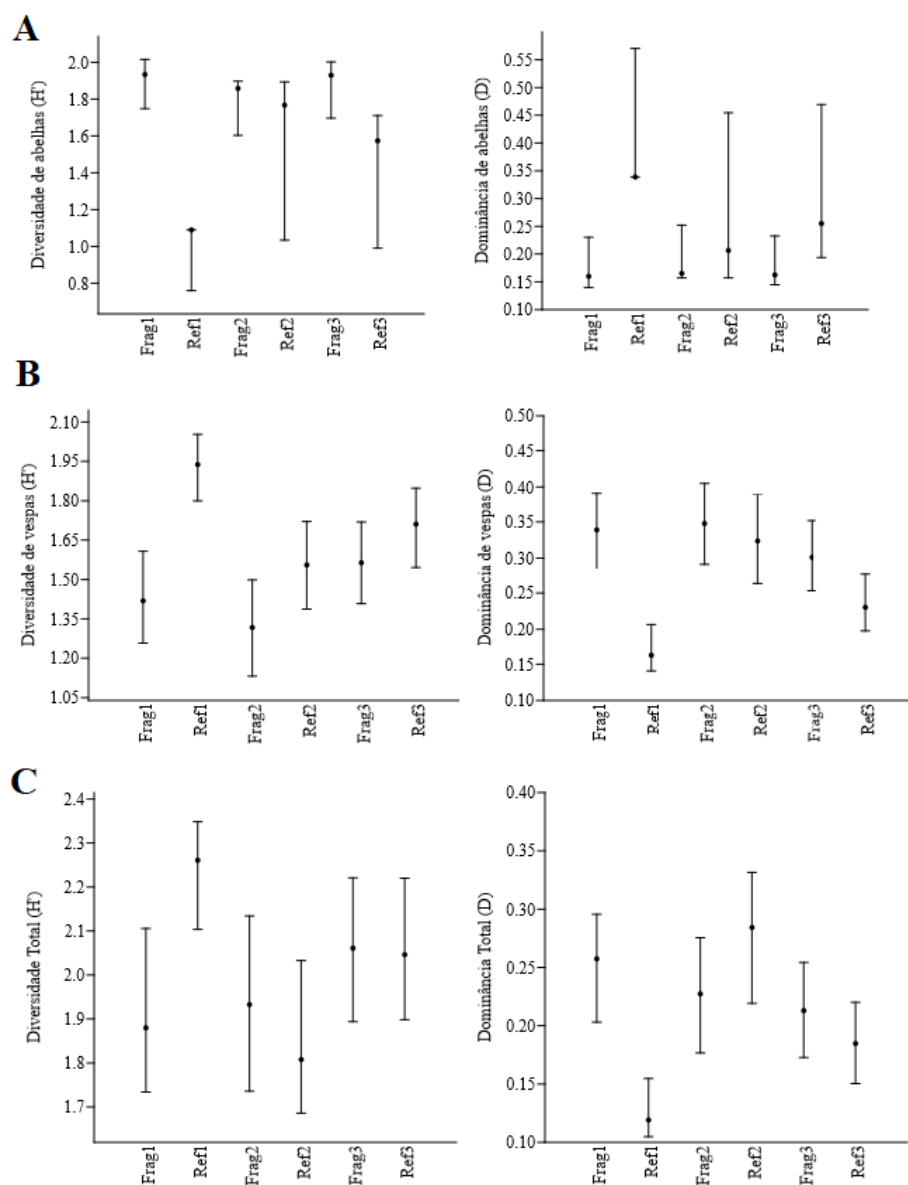


**Fig. 5.** Curvas de rarefação baseadas no número de espécies de abelhas, vespas e total, por número de ninhos, amostrados nos dois anos de estudo, em três fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual e três respectivos reflorestamentos adjacentes, localizadas no estado do Paraná, sul do Brasil.

A comunidade de abelhas obteve maiores índices de diversidade (Tabela 2). As abelhas amostradas nas áreas de fragmentos florestais apresentaram diversidade de Shannon (S) sempre maiores que o encontrado nos seus respectivos reflorestamentos adjacentes (Tabela 2; Fig. 6), em contrapartida, as abelhas das áreas de reflorestamento apresentaram índices de dominância (D) maiores do que o encontrado nos fragmentos florestais.

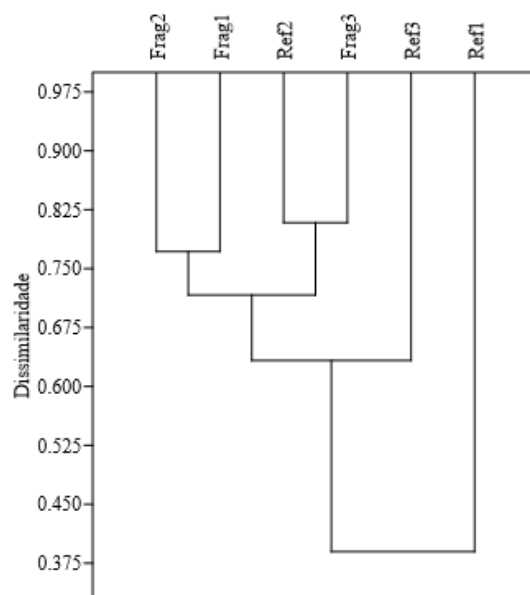
A comunidade de vespas respondeu de forma inversa à comunidade de abelhas, sendo que os índices de diversidade de vespas coletadas em fragmentos florestais foram menores do que os encontrados nos reflorestamentos adjacentes (Tabela 2; Fig. 6), já os índices de dominância de vespas foram maiores nas áreas dos fragmentos florestais do que nos seus respectivos reflorestamentos (Tabela 2; Fig. 6). Encontramos uma diferença significativa nas diversidades de espécies de abelhas entre Frag1 e Ref1 (Shannon, Perm p-valor = 0,002; Dominância, Perm p-valor = 0,007) e de espécies de

vespas entre Frag1 e Ref1 (Shannon: Perm p-valor = 0,0003, Dominância: Perm p-valor = 0,013) e Frag3 e Ref3 (Dominância: Perm p-valor = 0,017).



**Fig. 6.** Médias de diversidades de Shannon-Wiener ( $H'$ ) e Simpson ( $D$ ) de ninhos de abelhas, vespas e total com seus respectivos intervalos de confiança, coletados em fragmentos florestais de Mata Atlântica e reflorestamentos adjacentes localizados no norte do Paraná.

A análise de clusters agrupou os três fragmentos de floresta (Frag 1, Frag 2 e Frag 3) e um Reflorestamento (Ref 2) em dois grupos mais próximos (Dissimilaridade = 0.70), enquanto os Ref 1 e Ref 3 formaram um grupo mais isolado (Fig. 7). Porém, a PERMANOVA não indicou uma diferença significativa na composição de espécies entre remanescentes florestais e reflorestamentos, para nenhum grupo avaliado (Abelhas:  $F = 0,81$ ;  $p$ -valor = 0,4; Vespas:  $F = 1,12$ ;  $p$ -valor = 0,5; Total:  $F = 1,36$ ;  $p$ -valor = 0,2).

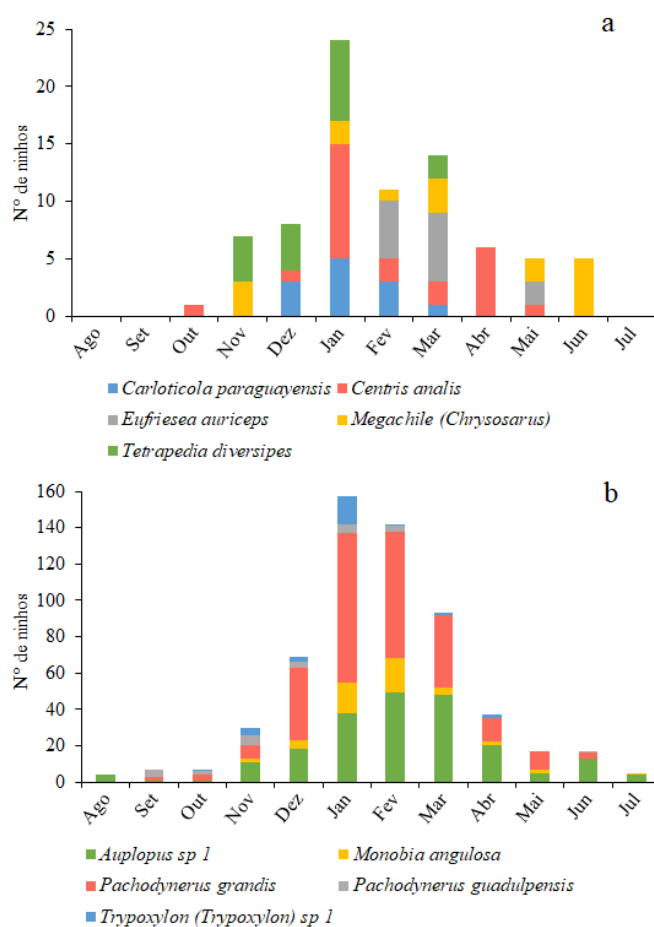


**Fig. 7.** Dendrograma de dissimilaridade (Bray-Curtis), ordenado com base nos dados de composição total de espécies de abelhas e vespas amostradas ao longo de dois anos, entre três fragmentos florestais e três reflorestamentos, localizados no norte do Paraná. (Correlação cofenética: 0,97).

## Padrões de Sazonalidade

A espécie de abelha mais abundante, *C. analis*, nidificou praticamente ao longo de toda a estação quente, com uma pausa na nidificação apenas durante os meses mais frios de julho, agosto e setembro (Fig. S1). *Carloticola paraguayensis* e *T. diversipes* também indicaram um padrão de nidificação semelhante, com maiores atividades de nidificação nos meses mais quentes do ano (dezembro, janeiro e fevereiro) (Fig. S1). *Eufriesea auriceps* concentrou a nidificação dos seus ninhos em áreas de floresta, nidificando mais nos meses de fevereiro e março (Fig. S1).

As espécies de vespas que mais fundaram ninhos, *Auplopus* sp. 1, *Pachodynerus grandis* e *Monobia angulosa*, nidificaram durante o ano todo, com um aumento evidente na frequência de nidificação acompanhando a estação quente e (Tabela 2; Fig. S1b).



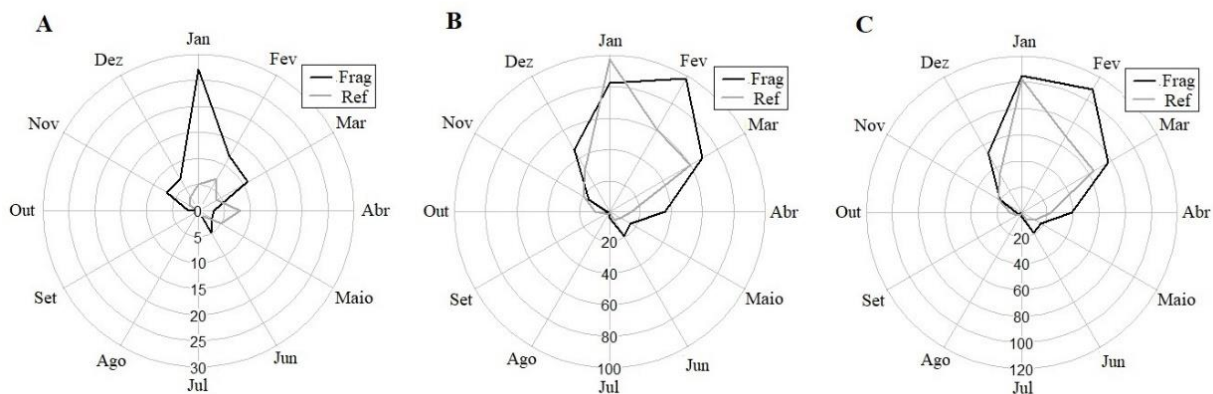
**Fig. S1.** Abundância mensal de ninhos das espécies de abelhas (a) e vespas (b) mais frequentes, amostradas em seis áreas de estudo (três remanescentes florestais de FES e três reflorestamentos), localizadas no norte do Paraná, no período de agosto/2015 a julho/2016 e agosto/2018 a julho/2019.

Os dados circulares de abundância de abelhas, vespas e ambos os grupos em conjunto, não apresentaram distribuição normal ao longo dos meses do ano (Tabela S1). Os dados circulares de abundância de ninhos de abelhas ao longo de dois anos indicaram uma maior abundância nas áreas de fragmento florestal, com um pico de nidificação bem acentuado no mês de janeiro, diferindo significativamente das abelhas que nidificaram nos reflorestamentos, que apresentaram abundância menor e média mensal de nidificação em fevereiro (Fig. S1, Tabela S1).

Ao longo de dois anos de estudo, o mês de maior atividade de nidificação das vespas foi em janeiro, não apresentando diferença significativa entre os remanescentes e reflorestamentos (Tabela S1). Os dados circulares de abundância de abelhas e vespas atingiram valores maiores que 0,50 nas médias dos vetores, sinalizando uma sazonalidade pouco concentrada, porém aparente, confirmada pelos p-valores do teste de Kuiper, indicando uma baixa homogeneidade na distribuição dos dados de todos os grupos (Tabela S1).

**Tabela S1.** Tabela de análise circular da abundância de ninhos de abelhas e vespas solitárias, amostrados ao longo de dois anos (agos2015-jul/2016, ago/2018-jul/2019) em fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual e áreas de reflorestamento adjacentes.  $\mu$  = Ângulo médio; DPC = desvio padrão circular; Mês médio = Mês aproximado correspondente ao ângulo médio; r = comprimento médio do vetor r (dispersão de dados); Teste de Kuiper (para uniformidade ou sazonalidade); Teste de Watson-Williams (W) = teste não paramétrico para homogeneidade em duas ou mais amostras de dados circulares; \* = Correlações significativas, p-valor < 0,05.

Variáveis circulares	Remanescentes florestais	Reforestamentos
<b>Abelhas</b>		
$\mu \pm$ DPA	0,25 $\pm$ 0,96	0,88 $\pm$ 1,07
Mês médio	Janeiro	Fevereiro
R	0,62	0,56
Teste de Kuiper	4,37*	2,86*
Teste de Watson-Wheeler (W)	W = 8,80; df = 2; p-valor = 0,01*	
<b>Vespas</b>		
$\mu \pm$ DPA	0,52 $\pm$ 0,95	0,29 $\pm$ 0,92
Mês médio	Janeiro	Janeiro
R	0,63	0,65
Teste de Kuiper para Uniformidade	10,18*	9,53*
Teste de Watson-Williams (W)	W = 4,5785; df = 2; p-valor = 0,1013	
<b>Total (Abelhas + Vespas)</b>		
$\mu \pm$ DPA	0,47 $\pm$ 0,94	0,33 $\pm$ 0,96
Mês médio	Janeiro	Janeiro
R	0,64	0,63
Teste de Kuiper	10,99*	9,62*
Teste de Watson-Williams (W)	W = 1,1203, df = 2, p-valor = 0,5711	



**Fig. S2.** Gráfico circular de abundância de ninhos de abelhas e vespas amostrados ao longo de dois anos em Remanescentes de Mata Atlântica e Reflorestamentos adjacente no norte do Paraná, por meses de amostragem. A = Abundância de abelhas; B = Abundância de vespas; C = Abundância total (Abelhas + Vespas).

Nesse sentido, evidenciamos uma correlação positiva da abundância de abelhas e vespas com o aumento da temperatura ao longo do ano e uma correlação positiva da abundância de abelhas com a umidade relativa apenas nas áreas de floresta. A abundância de ninhos de vespas fundados nas áreas de reflorestamento indicou uma correlação positiva com a precipitação média (Tabela S2).

**Tabela S2.** Coeficiente de correlação de Spearman ( $\rho$ ) entre abundância de ninhos (abelhas, vespas e ambos os grupos em conjunto) e fatores climáticos (médias mensais de temperatura média ( $^{\circ}\text{C}$ ), umidade relativa (%)) e precipitação (mm)), amostrados ao longo de dois anos (2015 a 2016, 2018 a 2019). \* = Correlações significativas, p-valor < 0,05.

Fatores Climáticos	Remanescentes Florestais		Reflorestamentos	
	$\rho$	p-valor	$\rho$	p-valor
<b>Abelhas</b>				
Temperatura	0,80	0,001*	0,66	0,01*
Umidade relativa	0,60	0,003*	0,46	0,12
Precipitação pluviométrica	0,56	0,055	0,22	0,47
<b>Vespas</b>				
Temperatura	0,76	0,003*	0,92	0,0001*
Umidade relativa	0,54	0,069	0,47	0,12
Precipitação pluviométrica	0,30	0,33	0,64	0,027*
<b>Total</b>				
Temperatura	0,81	0,0001*	0,92	0,0001*
Umidade relativa	0,53	0,07	0,48	0,11
Precipitação pluviométrica	0,36	0,20	0,55	0,062

## DISCUSSÃO

Os resultados obtidos nesse estudo corroboraram com a maior parte do esperado nas hipóteses. As riquezas, diversidades e composição das comunidades de abelhas e vespas, foram bastante semelhantes entre os fragmentos florestais e reflorestamentos adjacentes, com exceção de uma área de reflorestamento (Ref1) que se mostrou menos diversa em relação à comunidade de abelhas. Quando avaliamos os dados circulares, as comunidades de abelhas e vespas apresentaram um padrão de sazonalidade marcante e a

frequência de nidificação está fortemente correlacionada com o aumento da temperatura média mensal, porém a nidificação das abelhas ao longo dos meses nas áreas restauradas foi diferente do encontrado nos fragmentos florestais.

Apesar da dificuldade em comparar dados de abelhas e vespas inventariadas com NA devido a diferentes fatores relacionados à amostragem dos dados, como por exemplo, desenho amostral, tipo de armadilha, período de coleta, biomas e tipos de habitats (Buschini e Woiski 2008, Oliveira e Gonçalves 2017), encontramos alguns padrões gerais semelhantes, observados por outros autores como uma maior atividade de nidificação na estação quente e chuvosa (Pires et al. 2011; Nascimento e Garófalo 2014) e uma assembleia composta por poucas espécies abundantes (Buschini 2007; Buschini e Woiski 2008; Oliveira e Gonçalves, 2017). Uma maior nidificação de ninhos de vespas em relação à nidificação de abelhas também coincide com o encontrado por diferentes autores (Krombein 1967; Morato e Campos 2000), embora, o oposto também tenha sido relatado (Aguiar e Martins, 2002).

A elevada nidificação de vespas dos gêneros *Auplopus* Spinola e *Pachodynerus* Saussure registradas em nosso estudo, pode estar relacionada com o grande esforço amostral empregado. Além disso, características como sobreposição de gerações (nidificam o ano todo) e populações numerosas são características que garantem a alta capacidade de dispersão de espécies como *A. militaris* (Lynch-Arribalzaga) e pode facilitar a colonização de novos substratos (ninhas-armadilha) (Loyola e Martins 2011). Outra hipótese estaria relacionada a uma elevada abundância de aranhas e larvas de lepidópteros, uma vez que a oferta e diversidade de presas para a dieta das crias pode influenciar significativamente a abundância e riqueza de vespas caçadoras de uma localidade (Field 1992).

*Trypoxylon* Latreille é outro gênero bastante inventariado em estudos com ninhos-armadilha, em alguns casos, esse gênero registrou abundância e riquezas maiores do que o encontrado em nosso estudo (Buschini e Woiski 2008; Loyola e Martins 2011; Nascimento e Garófalo 2014; Matos 2016). Por exemplo, Buschini e Woiski (2008) coletaram mais de 280 ninhos de *Trypoxylon lactitarse* em apenas uma área de Floresta Ombrófila Mista e Teixeira (2011) registrou mais de 170 ninhos em áreas de FES. Apesar do grande esforço amostral empregado em nosso estudo, encontramos uma abundância baixa desse gênero, de modo que a espécie mais abundante, *T. lactitarse*, foi registrada apenas no sítio de amostragem 3 e em maior abundância no fragmento florestal (15 ninhos). Ao passo que *Trypoxylon (Trypoxylon) sp 1* nidificou mais no Ref1. Espécies de vespas caçadoras, com habito especializado e tamanhos corpóreos reduzidos como *Auplopus spp.* e *Trypoxylon spp.*, podem ser consideradas mais sensíveis aos efeitos da relação espécie-área (Harrison e Bruna 1999, Holt et al. 1999), sendo que, *A. militaris* e *T. lactitarse* foram indicadas como restritas ao interior de florestas em algumas localidades (Zanette et al. 2004, Loyola e Martins 2006), variando em abundância de acordo com o tamanho do fragmento florestal (Loyola e Martins 2008; 2011). Outras espécies de *Trypoxylon* também podem sofrer com efeitos do isolamento causado pelo aumento das matrizes agrícolas circundantes (Tschardt et al. 1998). Entretanto, vale ainda ressaltar que, em nosso estudo, a espécie *Trypoxylon (Trypoxylon) sp. 1* fundou um maior número de ninhos em áreas de reflorestamento. O gênero *Trypoxylon* é frequentemente registrado na literatura em habitats abertos, onde os adultos são encontrados forrageando em locais com grande disponibilidade de plantas ruderais, não apresentando uma tolerância ecológica restrita (Campbell 2017).

Com exceção de estudos como de Garófalo (2000) e Teixeira (2011) que empregaram grande esforço amostral, a riqueza de 28 espécies de abelhas e vespas

registradas no total de áreas avaliadas em nosso estudo pode ser considerada alta, uma vez que é comum uma baixa riqueza de espécies ser inventariada em estudos com ninhos armadilha (Loyola e Martis 2006; Marques 2011; Pires et al. 2011). Esse elevado número de espécies revela a importância da preservação e manutenção de pequenos remanescentes e de áreas em recuperação ecológica que podem abrigar espécies de polinizadores e predadores fundamentais para o funcionamento das dinâmicas ecológicas desses ambientes.

A grande semelhança na riqueza e composição de abelhas e vespas que fundaram ninhos nos reflorestamentos e remanescentes avaliados no geral indicou que uma parte considerável da comunidade amostrada na região retornou aos reflorestamentos. As vespas responderam de forma mais rápida, apresentando abundância e riquezas elevadas, além de uma grande similaridade com a composição da comunidade de vespas dos fragmentos florestais. A sobreposição de intervalos de confiança das curvas de rarefação também indica uma semelhança entre a riqueza de espécies das localidades avaliadas. A grande abundância de espécies adaptadas a ambientes urbanos e frequentemente perturbados pode ser o principal motivo da semelhança na composição das comunidades entre ambientes (Flores et al. 2017; Rocha-Filho et al. 2020).

Nesse sentido, entre as espécies de abelhas registradas nos dois ambientes, *C. analis*, *C. tarsata*, *T. diversipes* e *E. tigrinum* foram relatadas por diversos autores como sendo comuns e abundantes em áreas rurais e urbanas, apresentando uma ampla distribuição geográfica, frequentemente amostradas em diferentes biomas brasileiros (Viana et al. 2001; Aguiar e Martins 2002; Aguiar e Zanella 2005; Marques 2011), inclusive em FES (Teixeira 2011) e também em áreas de reflorestamentos em torno de um reservatório hídrico em Minas Gerais (Araújo et al. 2018). As abelhas da tribo

Centridini e Tetrapediini são conhecidas por coletar óleo florais que utilizam na construção dos seus ninhos (Roubik 1989; Vinson et al. 1996) e pelo seu importante papel como polinizadores de várias espécies de plantas neotropicais, incluindo espécies de interesse comercial (Aguiar et al. 2003; Ruggiero e Buchmann 2004; Freitas e Imperatriz-Fonseca 2005; Vilhena e Augusto 2007).

O registro de poucas espécies exclusivas de cada ambiente reforça a ideia de que as áreas avaliadas são extremamente semelhantes em relação à composição de espécies. As espécies de abelhas *Euglossa townsendi* e *Euglossa truncata* fundaram ninhos (N = 1) exclusivamente nos reflorestamentos Ref2 e Ref3, respectivamente. Essas espécies já haviam sido registradas em algumas áreas do nosso estudo (Sítio 1 e 2) por Ferronato et al (2017), com técnica de armadilhas de isca de cheiro. Já a espécie de abelha *Megachile nigripennis* fundou ninhos apenas em fragmentos florestais (dois ninhos em Frag3). A presença de espécies como *E. townsendi*, *E. truncata*, *E. auriceps*, *E. pleosticta* e *M. nigripennis* fundando ninhos em áreas em processo de restauração, pode ser considerado evidência do sucesso desses ambientes, uma vez que, pode-se inferir que as localidades onde os ninhos-armadilha foram dispostos, apresentaram condições microclimáticas favoráveis aos seus limites de tolerância e proximidade com fontes florais, favorecendo a nidificação de espécies de abelhas que necessitam de recursos específicos relacionados a áreas florestais (compostos aromáticos de flores de orquídeas e de outras fontes florais e não florais) e que, frequentemente, são consideradas indicadoras da qualidade desses ambientes, respondendo negativamente aos efeitos da fragmentação e nas alterações da heterogeneidade da paisagem (Nemésio e Silveira 2006; Knoll e Penatti 2012; Araújo et al. 2018a; Borges et al. 2021; Carneiro et al. 2021).

No entanto, a diferença significativa entre a diversidade (H') e a dominância (D) de abelhas do Ref1 com seu respectivo fragmento próximo (Frag1) e com os demais fragmentos de floresta avaliados (Frag2, Frag3) indicou uma discrepância dessa área em relação à estrutura da comunidade de abelhas que inventariamos nesse estudo. De fato, Ref1 apresentou uma riqueza de espécies de abelhas e vespas menor, espécies frequentes na maioria das áreas estudadas como, *Auplopus* sp 1, *C. paraguayensis*, *E. pleosticta* e *E. tigrinum*, não foram amostradas ou nidificaram muito pouco nesse reflorestamento. *Centris tarsata* foi uma espécie abundante em Ref 1 em comparação com as outras áreas de estudo. Essa espécie apresenta sazonalidade acentuada e nidifica preferencialmente em períodos e biomas mais secos (Viana et al. 2001; Aguiar e Martins 2002; Aguiar et al. 2003; Aguiar et al. 2005). Nesse sentido, variações relacionadas às matrizes agrárias adjacentes, como vento, radiação solar, invasão de espécies exóticas e uso de agrotóxicos, facilitam o aparecimento de áreas de clareira, podendo afetar a formação de dossel e sub-bosque das áreas em restauração, favorecendo, assim, apenas espécies adaptadas a variações ambientais mais acentuadas, recorrente em ambientes perturbados (Morato e Campos 2000; Morato 2001 Williams et al. 2010; Williams 2011; Suganuma et al. 2014; Araújo et al. 2018; 2020; 2021; Rocha-Filho et al. 2020), como é o caso da maioria das vespas e uma parte da comunidade de abelhas. Aspectos da paisagem como tamanho, heterogeneidade e proximidade da matriz circundante influenciam a ocupação de ninhos por abelhas e vespas solitárias (Coutinho et al. 2020). Por exemplo, a proporção de vespas solitárias aumenta com o aumento da densidade de bordas e de corredores de plantas ruderais (Holzschuh et al. 2009), enquanto as abelhas podem responder à composição e heterogeneidade da paisagem, nidificando mais em áreas naturais ou em agrossistemas orgânicos e muito diversificados (Holzschuh et al. 2009; 2010; Santos 2011; Coutinho et al. 2020;

Hipólito et al. 2018). Aspectos relacionados à ecologia de paisagem podem ser fundamentais para explicar o sucesso dessas áreas em recuperar grupos-chave e devem ser considerados em futuros estudos. Em Ref1, as armadilhas foram dispostas em regiões onde o contato com a matriz agrária é direto e a distância do fragmento florestal é maior. Outras espécies que nidificaram preferencialmente em Ref1 e que podem ser importantes indicadores da qualidade dessas áreas em restauração foram Pompilidae sp. 1 e Pompilidae sp. 2, porém a dificuldade na identificação dessa espécie impossibilitou maiores comparações e prospecções.

Os padrões de diversidade e dominância praticamente opostos das comunidades de abelhas e vespas encontradas nas áreas de reflorestamento e fragmentos florestais de nosso estudo também estão de acordo com o que já foi discutido até o momento. As vespas apresentam preferência por ambientes abertos como bordas e corredores com plantas ruderais que conectam fragmentos e campos de plantio em pousio, nos quais a presença de presas (aranhas e lagartas) e espécies ruderais que servem para a alimentação dos adultos são mais abundantes (Holzschuh et al. 2009, 2010; Araújo et al. 2018). A maior incidência solar encontrada nos ambientes reflorestados, cercados por matrizes altamente manejadas, pode favorecer até certo ponto a comunidade de vespas, uma vez que suas crias se desenvolvem melhor e mais rápido em temperaturas mais elevadas (Araújo et al. 2018a; 2021). Além disso, as matrizes agrícolas podem ser fontes abundantes de alimento para as crias de alguns grupos de Eumeninae, influenciando a abundância de espécies como por exemplo *P. guadulpensis* espécie que usa larvas de *Spodoptera frugiperda* para o provisionamento de suas células (Crivelato et al. 2017). Assim, encontramos maiores índices de diversidade de vespas nos reflorestamentos e maior equitatividade nos fragmentos florestais.

Na literatura, as abelhas são relatadas como sendo mais sensíveis ao efeito de borda, preferindo habitats mais sombreados e amenos, apresentando maiores índices de diversidade em ambientes florestais e áreas de reflorestamento maiores (Morato e Campos 2000; Loyola e Martins 2006; Araújo et al. 2018; Fornoff et al. 2021). Já os maiores índices de diversidade e menores índices de dominância de vespas registrados em Ref1 podem ser explicados pela baixa abundância da espécie *Auplopus* sp. 1 registrada nesse ambiente, influenciando o índice de diversidade positivamente e o de dominância negativamente. Esses resultados reforçam as evidências de que a região de Ref1 onde foram dispostas as armadilhas encontra-se em um estágio diferente dos outros reflorestamentos, provavelmente com maiores áreas de clareiras, nas quais a maior intensidade de luz favorece um grupo menos diverso de abelhas e mais diverso de vespas.

Os padrões de grande abundância e sazonalidade de espécies como *P. grandis*, *M. angulosa* e *C. analis*, assemelham-se ao encontrado em estudos localizados em bioma de Mata Atlântica (Buschini e Buss 2010; Teixeira 2011; Oliveira e Gonçalves 2017). Essas espécies são frequentemente encontradas em fragmentos florestais perturbados e áreas urbanas, nidificando ao longo de todos os meses do ano, porém com uma maior frequência nas estações quente e chuvosa, com picos de atividade mais intensos entre janeiro e março (Loyola e Martins 2006; Woiski 2009; Nascimento e Garófalo, 2014). *Pachodynerus grandis* é uma vespa endêmica da Mata Atlântica (Woiski 2009; Marques 2011) e foi uma das espécies mais abundantes em estudos localizados em Floresta Estacional (Carvalho 2011; Teixeira 2011; Oliveira e Gonçalves 2017), enquanto *P. guadulpensis* foi a espécie mais abundante em floresta de Araucária (Buschini e Buss 2010).

Em nosso estudo, o gênero *Auplopus*, em particular a morfo-espécie *Auplopus* sp. 1, apresentou uma intensa atividade de nidificação quando comparamos com a maioria dos estudos com ninhos-armadilha, nidificando principalmente nos meses de fevereiro e março, com exceção do Ref1, onde a ocupação de ninhos por esse gênero foi quase nula (N=3). Entre os trabalhos que encontraram uma elevada abundância desse gênero, Loyola e Martins (2006) registraram 53 ninhos de *Auplopus militaris* ao longo de um ano, nidificando com maior frequência no mês de março, em uma área de FES de 56 ha em Minas Gerais. No estado do Paraná, Buschini e Woski (2008), durante 4 anos de amostragem em floresta ombrófila mista e áreas de pastagem, coletaram 78 ninhos desse gênero. Em contrapartida, em Palotina, um município relativamente próximo de Londrina, Oliveira e Gonçalves (2017) não registraram nenhum ninho de *Auplopus* spp. em uma área de 385 ha de FES, mesmo amostrando ao longo de dois anos e com um número relativamente grande de armadilhas. No Rio de Janeiro, também em FES, Teixeira (2011) amostrou 79 ninhos de uma espécie não identificada de *Auplopus*.

*Megachile (Chrysosarus)* sp. e *Priochilus* sp. foram espécies que, durante nosso estudo, ocuparam os ninhos com maior frequência no final do verão, em meses mais secos (abril, maio e junho). Esse padrão é semelhante ao encontrado por Oliveira e Gonçalves (2017) para *Megachile* spp. que nidificaram estritamente de junho a agosto. Dependendo do bioma, espécies de um mesmo gênero podem nidificar em períodos distintos, como foi observado por Assis e Camillo (1997) para *P. praecox* Saussure que nidificou na estação fria e seca em áreas de Cerrado ou Buschini et al. (2007) que registraram duas espécies do gênero *Auplopus* nidificando em uma mesma área de floresta de Araucária, em estações do ano diferentes. Em nosso estudo, no primeiro ano de amostragem (2015-2016), *P. guadulpensis* indicou um padrão semelhante de deslocamento no pico de nidificação, com atividade entre setembro e novembro,

enquanto *P. grandis* ocupou ninhos de novembro a abril, porém esse padrão não se repetiu no segundo ano de amostragem.

Os resultados relacionados à diferença na abundância circular de abelhas dos diferentes ambientes, podem estar evidenciando uma preferência das abelhas por fragmentos florestais e clareiras naturais, relacionado à proximidade dos recursos utilizados no provisionamento dos seus ninhos (resinas, pólen, néctar e óleos) e à variedade de fontes de alimento para adultos, ofertados em períodos específicos do ano, principalmente por espécies vegetais localizadas com maior frequência nos ambientes naturais (Morato e Campos 2000; Holzschuh et al. 2010). Além disso, este resultado evidencia que em áreas de reflorestamento as abelhas apresentam comportamento diferente de nidificação ao longo dos meses. A disponibilidade sazonal de recursos garante a estabilidade temporal desses ambientes, podendo diferir de acordo com os diferentes tipos de regeneração florestal e estratégias de reflorestamento (Araújo et al. 2020). Recentemente, em uma avaliação do reestabelecimento das comunidades de abelhas e vespas em um gradiente de regeneração florestal comparando com o reestabelecimento em floresta primária intacta no sul da Amazônia, foi observado que diferentes estratégias de reflorestamento apresentam graus de eficácia que diferem em relação à manutenção da estabilidade dessas comunidades ao longo dos meses do ano (Araújo et al. 2020). As grandes variações temporais na estrutura de reflorestamentos de teca e em áreas de pastagem, por exemplo, promoveram alta instabilidade nas comunidades de abelhas e vespas ao longo do tempo, em contrapartida, reflorestamentos com espécies nativas, ou seja, que melhor se assemelham às florestas “naturais” no fornecimento de recursos de habitat ao longo do ano todo, apresentaram maior estabilidade temporal dessas comunidades e uma similaridade maior com as comunidades de florestas secundárias (Araújo et al. 2020, 2021). Apesar dessa maior

estabilidade em reflorestamentos de espécies nativas, a dissimilaridade com a floresta primária permaneceu alta (Araújo et al. 2020).

Os padrões de sazonalidade estatisticamente significativo exibidos pela guilda de abelhas e vespas avaliada, apesar de fracos (valores de  $r$  baixos), são muito semelhantes entre os dois ambientes que avaliamos (Frag e Refs) e estão fortemente correlacionados com o aumento da temperatura mensal. Diversos estudos relatam os efeitos da sazonalidade sobre as espécies de artrópodes terrestres (Beltrán e Wunderle 2014). Em particular, as espécies de abelhas e vespas solitárias, apresentam um aumento no número de ninhos fundados em ninhos-armadilha, correlacionados com o aumento da pluviosidade e temperatura ao longo do ano (Morato e Campos 2000; Teixeira 2011; Marques e Ganglianone 2013). Esse padrão de correlação era esperado e pode ser explicado pela correspondência ao período de maior disponibilidade dos recursos vegetais, utilizados tanto para a alimentação dos adultos (néctar), como para a construção e aprovisionamento dos ninhos (resina, néctar, óleo para abelhas e presas para vespas) (Roubik 1989; Araújo et al. 2020), geralmente ofertados em maior abundância na primavera em FES.

## CONCLUSÃO

Devido a semelhança entre as comunidades de abelhas e vespas que nidificaram em ninhos-armadilha, podemos afirmar que os projetos de reflorestamento implantados há quase duas décadas na área de estudo estão sendo efetivos em propiciar condições estruturais e micro-climáticas adequadas para o reestabelecimento desses grupos de insetos. Dessa maneira, esses projetos contribuem para restabelecer funções importantes como polinização e predação, as quais são imprescindíveis para a manutenção e sucesso

desses ambientes. Assim, destacamos a importância da conservação e manutenção de remanescentes florestais pequenos e médios, que ainda podem servir de refúgio para uma rica comunidade de abelhas e vespas solitárias. Além disso, recomenda-se um maior investimento em projetos de restauração ecológica com plantio de espécies nativas que podem promover o incremento das paisagens agrícolas e impulsionar a recuperação de locais altamente impactados pela ação humana.

Apesar da evidente recuperação dos ambientes restaurados, uma das áreas não apresentou a mesma eficácia na manutenção da estabilidade da comunidade de abelhas ao longo do tempo em comparação com o encontrado para as comunidades dos fragmentos florestais e outros reflorestamentos. Assim, são necessários mais estudos que visam um delineamento a longo prazo e que leva em consideração os efeitos das paisagens agrícolas sobre as populações de abelhas residentes em áreas de restauração. É importante salientar que a maioria das espécies amostradas nos remanescentes e reflorestamentos são descritas na literatura como sendo comuns em áreas perturbadas pela ação antrópica, evidenciando assim os efeitos negativos das paisagens agrícolas convencionais que circundam todas as áreas estudadas.

Ademais, a técnica de amostragem com ninhos-armadilha se mostrou eficiente na avaliação do sucesso de áreas restauradas, sendo indicada como ferramenta de monitoramento e apresentando potencial para manejo como técnica de nucleação.

## AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao: Instituto Chico Mendes (MMA-Brasil), Instituto Ambiental do Paraná (IAP) pelas autorizações de arrecadação; aos proprietários para autorização do estudo em suas propriedades. Este estudo foi financiado pelo CNPq-PELD (441540 / 2016-3), Fundação Araucária e Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código Financeiro 001. ALG agradecimentos à CAPES e CNPq / MCTI / CONFAP-FAPs / Convocação PELD nº 21/2020 para bolsa. SMM agradece ao PIBIC-CNPq. SHS recebe bolsa do CNPq (305343 / 2018-1) e Call CNPq / MCTI / CONFAP-FAPs / PELD nº 21/2020

## REFERÊNCIAS

- Aguiar AJC, Martins CF (2002) Abelhas e vespas solitárias em ninhos-armadilha na Reserva Biológica Guaribas (Mamanguape, Paraíba, Brasil). *Rev Bras Zool* 19:101–116
- Aguiar CML, Zanella FCV (2005) Estrutura da comunidade de abelhas (Hymenoptera: Apoidea: Apiformis) de uma área na margem do domínio da caatinga (Itatim, BA). *Neotrop Entomol* 34:15–24
- Aguiar CML, Zanella FCV, Martins CF, de Carvalho CAL (2003) Plants visited by *Centris* spp. (Hymenoptera: Apidae) in the Caatinga to obtain floral resources *Neotrop Entomol* 32:247–259
- Agostinelli C, Lund U (2017) R packagecircular: circular statistics (version 0.4-93). CA: Department of Mathematics, University of Trento, Italy. UL: Department of Statistics, California Polytechnic StateUniversity, San Luis Obispo, California, USA. <https://r-forge.r-project.org/projects/circular>
- Almeida DS (2016) *Recuperação Ambiental da Mata Atlântica*. Editus. Ilheus, Bahia
- Amorim FW, Avila RS de Jr, Camargo AJA et al (2009) A hawkmoth crossroads? Species richness, seasonality and biogeographical affinities of Sphingidae in a Brazilian Cerrado. *J. Biogeogr.* 36: 662–674
- Aguiar AJC, Martins CF (2002) Abelhas e vespas solitárias em ninhos-armadilha na Reserva Biológica Guaribas (Mamanguape, Paraíba, Brasil). *Rev Bras Zool* 19:101–116

- Aguiar CML, Zanella FCV (2005) Estrutura da comunidade de abelhas (Hymenoptera: Apoidea: Apiformis) de uma área na margem do domínio da caatinga (Itatim, BA). *Neotrop Entomol* 34:15–24
- Aguiar CML, Zanella FCV, Martins CF, de Carvalho CAL (2003) Plants visited by *Centris* spp. (Hymenoptera: Apidae) in the Caatinga to obtain floral resources | Plantas visitadas por *Centris* spp. (Hymenoptera: Apidae) na Caatinga para obtenção de recursos florais. *Neotrop Entomol* 32:247–259
- Araújo GJ de, Monteiro GF, Messias MCTB, Antonini Y (2018a) Restore it, and they will come: trap-nesting bee and wasp communities (Hymenoptera: Aculeata) are recovered by restoration of riparian forests. *J Insect Conserv* 22:245–256
- Araújo GJ, Fagundes R, Antonini Y (2018b) Trap-Nesting Hymenoptera and their network with parasites in recovered riparian forests Brazil. *Neotrop Entomol* 47:26–36
- Araújo GJ, Stork-Tonon D, Izzo TJ (2020) Temporal stability of cavity-nesting bee and wasp communities in different types of reforestation in southeastern Amazonia. *Restor Ecol* 28:1528–1540
- Arraes R de A, Mariano FZ, Simonassi AG (2012) Causas do desmatamento no Brasil e seu ordenamento no contexto mundial. *Rev Econ e Sociol Rural* 50:119–140
- Assis JMF, Camillo E (1997) Diversity, seasonality, and nesting biology of solitary wasps (Hymenoptera: Sphecidae: Vespidae) in trap-nests in the Ituiutaba region, MG. *An Soc Entomol Bras* 26:335-347
- Beltrán W, Wunderle JM (2014) Temporal dynamics of arthropods on six tree species in dry woodlands on the Caribbean Island of Puerto Rico. *J Insect Sci* 14: 1

- Borges FLG, Oliveira M da R, de Almeida TC et al (2021) Terrestrial invertebrates as bioindicators in restoration ecology: A global bibliometric survey. *Ecol Indic* 125:107458
- Buschini MLT (2006) Species diversity and community structure in trap-nesting bees in Southern Brazil. *Apidologie* 37:58–66
- Buschini MLT, Buss CE (2010) Biologic aspects of different species of *pachodynerus* (Hymenoptera; Vespidae; Eumeninae). *Brazilian J Biol* 70:623–629
- Buschini MLT, Luz V, Basilio S (2007) Comparative aspects of the biology of five *Auplopus* species (Hymenoptera; Pompilidae; Pepsinae) from Brazil. *J Zool Syst Evol Res* 45:329–335
- Buschini MLT, Woiski TD (2008) Alpha-beta diversity in trap-nesting wasps (Hymenoptera: Aculeata) in Southern Brazil. *Acta Zool* 89:351–358
- Calmon M, Brancalion PHS, Paese A et al (2011) Emerging threats and opportunities for large-scale ecological restoration in the Atlantic Forest of Brazil. *Restor Ecol* 19:154–158
- Camillo E, Garófalo CA, Serrano JC (1997) Biologia de *Monobia angulosa* Saussure em ninhos armadilhas (Hymenoptera: Vespidae: Eumeninae). *An Soc Entomol Bras.* 26:169–175
- Campbell JW, Smithers C, Irvin A, Kimmel C B et al (2017) Trap nesting wasps and bees in agriculture: A comparison of sown wildflower and fallow plots in Florida. *Insects* 8:107
- Cariveau DP, Bruninga-Socolar B, Pardee GL (2020) A review of the challenges and opportunities for restoring animal-mediated pollination of native plants. *Emerg Top Life Sci* 4:99–109

- Carneiro L da S, Aguiar WM de, Priante C de F et al (2021) The interplay between thematic resolution, forest cover, and heterogeneity for explaining Euglossini bees community in an agricultural landscape. *Front Ecol Evol* 9:264
- Castro FS de; Gontijo AB; Castro P de TA; Ribeiro SP (2012) Annual and seasonal changes in the structure of litter-dwelling ant assemblages (Hymenoptera: Formicidae) in Atlantic Semideciduous Forests. *Psyche* 1–12
- Cavalheiro AL, Torezan JMD, Fadelli L (2002) Recuperação de áreas degradadas: procurando por diversidade e funcionamento dos ecossistemas. In: Medri ME, Bianchini E, Shibatta OA, Pimenta JA. (eds) *A bacia do rio Tibagi*. Londrina. pp. 213-224
- Clewell A, Aronson J (2013) The SER primer and climate change. *Ecol Manag Restor* 14:182–186
- Coelho SJ, Pereira JAA (2010) A Paisagem na Área de Influência da Usina Hidrelétrica do FUNIL (UHE-FUNIL), Percebida Através do EIA-RIMA. *Paisag e Ambient* 133
- Coutinho JGE, Angel-Coca C, Boscolo D, Viana BF (2020) Heterogeneous agroecosystems support high diversity and abundance of trap-nesting bees and wasps among tropical crops. *Biotropica* 52:991–1004
- Cordeiro GD, Boff S, Alves-Dos-Santos I (2019) Trap-nesting bees from protected areas of atlantic forest, Southeastern Brazil. *Sociobiology* 66:306–315
- Chao A, Gotelli NJ, Hsieh TC et al (2014) Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: A framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecol Monogr* 84:45–67
- Dixon KW (2009) Pollination and restoration. *Science*. 325:571–573
- Duke Energy International & Geração Paranapanema S.A. (2010) Report of

- Independent Auditors on the Financial Statements.  
[https://www.ctgbr.com.br/wp-content/uploads/2020/10/Report\\_Annual\\_Adm\\_2010.pdf](https://www.ctgbr.com.br/wp-content/uploads/2020/10/Report_Annual_Adm_2010.pdf). Accessed 3 Aug 2020
- Fahrig L (2003) Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 34:487–515
- Ferronato MCF, Giangarelli DC, Mazzaro D et al (2018) Orchid bee (Apidae: Euglossini) communities in Atlantic forest remnants and restored areas in Paraná State, Brazil. *Neotrop Entomol* 47:352–361
- Field J (1992) Intraspecific parasitism as an alternative reproductive tactic in nest-building wasps and bees. *Biol Rev Camb Philos Soc* 67:79–126
- Freitas BM, Imperatriz-Fonseca VL (2005) A importância econômica da polinização. *Mensagem Doce* 80:44–46
- Freitas RE, de Mendonça MAA (2016) Expansão agrícola no Brasil e a participação da soja: 20 anos. *Rev Econ e Sociol Rural* 54:497–516
- Frankie GW, Thorp RW, Newstrom-Lloyd L. E et al (1998) Monitoring solitary bees in modified wildland habitats: Implications for bee ecology and conservation. *Environ Entomol* 27: 1137-1148
- Fundação SOS Mata Atlântica INPE (2020) Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica período 2018-2019. São Paulo. Website. [http://mapas.sosma.org.br/site\\_media/download/2020\\_Atlas\\_Mata\\_Atlantica\\_2018-2019\\_relatorio\\_tecnico\\_final.pdf](http://mapas.sosma.org.br/site_media/download/2020_Atlas_Mata_Atlantica_2018-2019_relatorio_tecnico_final.pdf). Accessed 3 Aug 2020
- Gazola AL, Garófalo CA (2009) Trap-nesting bees (Hymenoptera: Apoidea) in forest fragments of the state of São Paulo, Brazil. *Genet Mol Res* 8:607–622

- Gomes AMS, Silva CI, Cavalcante AM et al (2020) Bionomy and nesting behavior of the bee *Epanthidium tigrinum* (Schrottky, 1905) (Hymenoptera: Megachilidae) in trap-nests. *Sociobiology* 67:247–255
- Gonçalves RB, Sydney N V., Oliveira PS, Artmann NO (2014) Bee and wasp responses to a fragmented landscape in southern Brazil. *J Insect Conserv* 18:1193–1201
- Grimbacher PS, Stork NE (2009) Seasonality of a diverse beetle assemblage inhabiting lowland tropical rain forest in australia. *Biotropica* 41:328–337
- Hammer O, Harper DAT, Ryan PD (2001) PAST-palaeontological statistics ver. 1.89. *Palaeontologia electronica* 4
- Hermes MG, Araújo G, Antonini Y (2015) On the nesting biology of eumenine wasps yet again: *Minixi brasilianum* (de Saussure) is a builder and a renter at the same time! (Hymenoptera, Vespidae, Eumeninae). *Rev Bras Entomol* 59:141–142
- Hipólito J, Boscolo D, Viana BF (2018) Landscape and crop management strategies to conserve pollination services and increase yields in tropical coffee farms. *Agric Ecosyst Environ* 256:218–225
- Holzschuh A, Steffan-Dewenter I, Tscharntke T (2010) How do landscape composition and configuration, organic farming and fallow strips affect the diversity of bees, wasps and their parasitoids? *J Anim Ecol* 79:491–500
- Hsieh TC, Ma KH, Chao A (2016) iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods Ecol Evol* 7:1451–1456
- Jammalamadaka SR, SenGupta A (2001) *Topics in Circular Statistics*. 5

- Jones ME, Davidson N (2016) Applying an animal-centric approach to improve ecological restoration. *Restor Ecol* 24:836–842
- Kennedy CM, Lonsdorf E, Neel MC et al (2013) A global quantitative synthesis of local and landscape effects on wild bee pollinators in agroecosystems. *Ecol Lett* 16:584–599
- Knoll F do RN, Penatti NC (2012) Habitat fragmentation effects on the orchid bee communities in remnant forests of Southeastern Brazil. *Neotrop Entomol* 41:355–365
- Krombein KV (1967) *Trap-nesting Wasps and Bees: Life Histories, Nests, and Associates*. Washington, Smithsonian
- Lamb D, Erskine PD, Parrotta JA (2005) Restoration of degraded tropical forest landscapes. *Science* 310:1628–1632
- LaSalle J, Gauld ID (1993) Hymenoptera: their diversity, and their impact on the diversity of other organisms. In: LaSalle J, Gauld ID (eds) *Hymenoptera and biodiversity*. CAB International pp. 1–26
- Longcore T (2003) Terrestrial arthropods as indicators of ecological restoration success in coastal sage scrub (California, U.S.A.). *Restor Ecol* 11:397–409
- Loyola RD, Martins RP (2006) Trap-nest occupation by solitary wasps and bees (Hymenoptera: Aculeata) in a forest urban remnant. *Neotrop Entomol* 35:41–48
- Loyola RD, Martins RP (2008) Habitat structure components are effective predictors of trap-nesting Hymenoptera diversity. *Basic Appl Ecol* 9:735–742

- Loyola RD, Martins RP (2011) Small-scale area effect on species richness and nesting occupancy of cavity-nesting bees and wasps. *Rev Bras Entomol* 55:69–74
- Maack R. (2002) Geografia física do Estado do Paraná 3 ed. Imprensa Oficial, Curitiba.
- Marques MF (2011) Guilda de Aculeata (Insecta, Hymenoptera) nidificantes em ninhos-armadilha em um gradiente altitudinal na mata atlântica, Rio de Janeiro. Dissertação de Mestrado, UENF, Campos dos Goytacazes, Rio de Janeiro, Brasil
- Marques MF, Gaglianone MC (2013) Biologia de nidificação e variação altitudinal na abundância de *Megachile (Melanosarus) nigripennis* Spinola (Hymenoptera, Megachilidae) em um inselbergue na Mata Atlântica, Rio de Janeiro. *Biosc J* 29: 198-208
- Matos MCB, Silva SS, Teodoro AV (2016) Seasonal population abundance of the assembly of solitary wasps and bees (Hymenoptera) according to land-use in Maranhão state, Brazil. *Rev Bras Entomol* 60:171–176
- Morato EF (2001) Efeitos da fragmentação florestal sobre vespas e abelhas solitárias na Amazônia Central. II. estratificação vertical. *Rev Bras Zool* 18:737–747
- Morato EF, Campos LA de O (2000) Efeitos da fragmentação florestal sobre vespas e abelhas solitárias em uma área da Amazônia Central. *Rev Bras Zool* 17:429–444
- Morellato LPC, Haddad CFB (2000) Introduction: The Brazilian atlantic forest. *Biotropica* 32:786–792
- MMA-Ministério do Meio Ambiente (2015) Monitoramento do Desmatamento dos Biomas Brasileiros por Satélite. <http://www.mma.gov.br/publicacoes/biomas/category/>. Accessed 3 Aug 2020

- Mendonça FA (2000) A tipologia climática: gênese, características e tendências. In: Stipp NMF (ed) Macrozoneamento ambiental da bacia hidrográfica do rio Tibagi (PR). Londrina. Ed. UEL pp. 21-62 196
- Michener CD (2007) The bees of the world. 2nd edition The Johns Hopkins University Press, Baltimore
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG et al (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853–858
- Nascimento ALO, Garófalo CA (2014) Trap nesting solitary wasps (Hymenoptera: Aculeata) in an insular landscape: mortality rates for immature wasps, parasitism, and sex ratios. *Sociobiology* 61:207-217
- Neff JL, Simpson BB (1981) Oil-collecting structures in the Anthophoridae (Hymenoptera): Morphology, function and use in systematics. *J. Kans. Entomol. Soc.* 54 95-123
- Nemésio A, Silveira FA (2006) Edge effects on the orchid-bee fauna (Hymenoptera: Apidae) at a large remnant of atlantic rain forest in southeastern Brazil. *Neotrop Entomol* 35:313–323
- Oliveira PS, Gonçalves RB (2017) Trap-nesting bees and wasps (Hymenoptera, Aculeata) in a Semidecidual Seasonal Forest fragment, southern Brazil. *Pap Avulsos Zool* 57:149–156
- Oksanen FJ, Blanchet FG, Friendly M et al 2017. *Vegan: Community Ecology Package*. R Package Version 2.4-3. Available online at: <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>

- Peipoch M, Brauns M, Hauer FR et al (2015) Ecological Simplification: Human Influences on Riverscape Complexity. *Bioscience* 65:1057–1065
- Pinheiro F, Diniz R, Coello D, Bandeira MPS (2002). Seasonal pattern of insect abundance in the Brazilian cerrado. *Aust. Ecol* 27: 132–136
- Pires EP, Pompeu DC, Souza-Silva M (2011) Nidificação de vespas e abelhas solitárias (Hymenoptera: Aculeata) na reserva biológica Boqueirão, Ingaí, Minas Gerais. *Bioscience* 28:302-311
- Pozzan M, Sausen TL, Simões DA, Kissmann C (2020) Planting designs and functional traits of native plant species used in restoration projects in araucaria forests. *Cienc Florest* 30:1103–1115.
- Prach K, Durigan G, Fennessy S et al (2019) A primer on choosing goals and indicators to evaluate ecological restoration success. *Restor Ecol* 27:917–923
- Quesada M, Sanchez-Azofeifa GA, Alvarez-Añorve M et al (2009) Succession and management of tropical dry forests in the Americas: Review and new perspectives. *For Ecol Manage* 258:1014–1024
- R Core Team (2020) R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. <https://www.R-project.org/>
- Reis A, Bechara F, Tres D et al (2014) Nucleação: Concepção biocêntrica para a restauração ecológica. *Cienc Florest* 24:509–518
- Ribeiro MC, Metzger JP, Martensen AC et al (2009) The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biol Conserv* 142:1141–1153

- Rocha-Filho LC, Garófalo CA (2015) Nesting biology of *Megachile (Chrysosarus) guaranítica* and high mortality caused by its cleptoparasite *Coelioxys bertonii* (Hymenoptera: Megachilidae) in Brazil. *Austral Entomol* 55: 25-31
- Rocha-Filho LC Da, Montagnana PC, Boscolo D, Garófalo CA (2020) Species turnover and low stability in a community of euglossine bees (Hymenoptera: Apidae) sampled within 28 years in an urban forest fragment. *Apidologie*.
- Roubik DW (1989) *Ecology and Natural History of Tropical Bees*. Cambridge University Press
- Rosa JM da, Arioli CJ, Nunes-Silva P, Garcia FRM (2019) Disappearance of pollinating bees in natural and agricultural systems: Is there an explanation? *Rev Ciencias Agroveterinarias* 18:154–162
- Ruggiero M, Buchmann S (2004) The North American pollinator initiative. In: Freitas B, Pereira J (eds) *Solitary Bees: Conservation*. Fortaleza: Imprensa Universitaria pp. 35-41
- SOS Mata Atlântica (2019) Relatório Anual 2019. <https://www.sosma.org.br/wp-content/uploads/2020/11/Relat%C3%B3rio-Anual-2019-SOS-Mata-Atl%C3%A2ntica.pdf>. Accessed 3 Aug 2020
- Scervino RP, Torezan JMD (2015) Factors affecting the genesis of vegetation patches in anthropogenic pastures in the Atlantic forest domain in Brazil. *Plant Ecol Divers* 8:475–482
- Suding K (2011) Toward an Era of Restoration in Ecology: Successes, Failures, and Opportunities Ahead. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 42:465–487

- Suganuma MS, Assis GB, Durigan G (2014) Changes in plant species composition and functional traits along the successional trajectory of a restored patch of Atlantic forest. *Community Ecol* 15:27–36
- Suganuma MS, Torezan JMD (2013) Evolução dos processos ecossistêmicos em reflorestamentos da Floresta Estacional Semidecídua. *Hoehnea* 40:557–565
- Teixeira FM (2011) Aculeata (Insecta, Hymenoptera) em ninhos-armadilha em diferentes tipos fitofisionômicos de Mata Atlântica no estado do Rio de Janeiro. Tese de Doutorado. UENF. Campos dos Goytacazes, Rio de Janeiro, Brasil
- Torezan, J. M. (2002) Nota sobre a vegetação da bacia do rio Tibagi. In: Medri ME, Bianchini E, Shibatta OA, Pienta JA (eds) A bacia do rio Tibagi 1st ed, pp. 103–107
- Vasconcellos A, Andreazze R, Almeida AM et al (2010) Seasonality of insects in the semi-arid Caatinga of northeastern Brazil. *Rev. Bras. Entomol.* 54: 471–476
- Viana BF, Silva FO, Kleinert AMP (2001) Diversidade e sazonalidade de abelhas solitárias (Hymenoptera: Apoidea) em dunas litorâneas no nordeste do Brasil. *Neotrop Entomol* 30:245–251
- Vilhena AMGF, Augusto SC (2007) Polinizadores da aceroleira *Malpighia emarginata* DC (Malpighiaceae) em área de cerrado no Triângulo Mineiro. *Biosci j* 23:14–23
- Vinson SB, Frankie GW, Williams HJ (1996) Chemical ecology of bees of the genus *Centris* (Hymenoptera: Apidae). *Fla. Entomol.* 79: 109-129

- Vogel S, Westerkamp C (1991) Pollination: an integrating factor of biocenoses. In Seitz A, Loeschcke V (eds) *Species conservation: a population-biological approach*, Boston, Birkhäuser 159-170
- Silva NA, Frizzas MR, Oliveria CM de (2011). Seasonality in insect abundance in the “Cerrado” of Goia’s State, Brazil. *Rev Bras Entomol* 55:79–81
- Tscharntke T, Gathmann A, Steffan-Dewenter I (1998) Bioindication using trap-nesting bees and wasps and their natural enemies: Community structure and interactions. *J Appl Ecol* 35:708–719
- Williams NM (2011) Restoration of Nontarget Species: Bee Communities and Pollination Function in Riparian Forests. *Restor Ecol* 19:450–459
- Williams NM, Crone EE, Roulston TH et al (2010) Ecological and life-history traits predict bee species responses to environmental disturbances. *Biol Conserv* 143:2280–2291
- Woiski, T. D (2009) *Estrutura da Comunidade de Vespas e Abelhas Solitárias em um fragmento urbano de Floresta Ombrófila Mista*. Dissertação de Mestrado em Entomologia. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Brasil
- Wong JTF, Chen XW, Mo WY et al (2016) Restoration of plant and animal communities in a sanitary landfill: A 10-year case study in Hong Kong. *L Degrad Dev* 27:490–499
- Wortley L, Hero JM, Howes M (2013) Evaluating ecological restoration success: A review of the literature. *Restor Ecol* 21:537–543
- Zar JH (2010) *Biostatistical analysis*. 5th ed. Prentice Hall Upper Saddle River NJ

Zanette LRS, Soares LA, Pimenta HC et al (2004) Nesting biology and sex ratios of *Auplopus militaris* (lynch-arribalzaga 1873) (Hymenoptera Pompilidae). Trop Zool 17:145–154

## 4 CAPÍTULO 2

### AGRICULTURAL LANDSCAPE INFLUENCES ON THE SOLITARY BEES AND WASPS THAT NEST IN ECOLOGICAL RESTORATION SITES

Trabalho submetido e em avaliação na revista *Biodiversity and Conservation* (ANEXO

B)

## **Agricultural landscape influences on the solitary bees and wasps that nest in ecological restoration sites**

André Luiz Gobatto<sup>1</sup>; Patrícia Nakayama Miranda <sup>2</sup>; Natália Uemura<sup>1</sup>; Susanna Mendes Miranda <sup>1</sup>; Welber Costa Pina <sup>1</sup>; Silvia Helena Sofia <sup>1</sup>

<sup>1</sup> Laboratório de Genética e Ecologia Animal, Departamento de Biologia Geral, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, PR, Brazil.

<sup>2</sup> Instituto Federal do Acre, Campus Rio Branco. Avenida Brasil 920, Bairro Xavier Maia, Rio Branco, AC, CEP 69903-062, Brazil

AL Gobatto - ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-4380-874X>

### ABSTRACT

Understanding how changes in natural landscapes influence the nesting of some hymenopterans, which are important in providing the ecosystem services in areas under restoration, such as pollinators and predators, can contribute to the planning of more effective ecological restoration actions. Thus, using the trap nest methodology, we aimed to evaluate how aspects of the landscape influence the abundance, richness, diversity, and composition of trap-nesting bees and wasps as well as their natural enemies in restored areas located within highly managed landscapes. Samplings were conducted monthly from August 2018 to August 2019 in nine reforested areas of Seasonal Semideciduous Forest, with more than 15 years. We found evidence of negative influence of monoculture area on the abundance of wasps and their natural

enemies, indicating a preference for more heterogeneous landscapes, possibly related to the greater availability of prey and lesser edge effect in this type of landscape. The diversity of bees indicated a positive relationship with the increase of natural habitat. Our results also showed bee and wasp species more susceptible to the effects of habitat loss, which was indicated by a change in the composition of communities related to the increase in restored areas. Thus, we conclude that nesting of solitary bees and wasps in reforested areas was influenced by characteristics of the surrounding landscape, which should be considered in restoration projects to maximize the effectiveness of ecological services such as pollination and predation.

**Keywords:** aculeata, trap nest, Atlantic Forest, reforested areas, landscape changes

#### **Declarations**

**Funding:** CNPQ-PELD, Fundação Araucária and CAPES

**Conflicts of interest/Competing interests:** The authors have no conflict of interest or competing interests

**Author contributions:** ALG and SHS conceived the initial idea; ALG, SMM, NU conducted the fieldwork; ALG and SMM conducted lab analysis on biological material; ALG and PNM carried out the data analyses; and ALG led the writing with assistance from all the authors.

## INTRODUCTION

Insect biodiversity is declining and severely threatened worldwide (Sánchez-Bayo and Wyckhuys, 2019; Brühl and Zaller, 2019; Cardoso et al. 2020). Some of the main causes for this condition are the loss and simplification of natural habitats, mainly related to the intensive land use on farms, with high-impact local management (Hipólito et al. 2018). At the same time as the increase in the entry of pesticides and fertilizers (Brühl and Zaller 2019). Factors of different spatial scales can intensify the erosion of local diversity. Changes in the horizontal and vertical structure of the natural landscape (Flores et al. 2018; Fornoff et al. 2021), increased land use intensity (Flores et al. 2018), heterogeneity of the agricultural matrix (Coltinho et al. 2020), and reduced habitat diversity have been identified as a set of factors that lead to the decline in the diversity and abundance of global insects, including invertebrates such as bees and wasps, as well as others organisms (Hendrickx 2007; Sánchez-Bayo and Wyckhuys 2019; Zattara and Aizen 2021). The advancement of these agricultural landscapes caused almost irreversible changes to the spatial structure of the highly diversified and structured original landscape (Krebs et al. 1999), which resulted in a decline in pollinator diversity and richness globally (Baldock 2020).

In this context, the study and practice of ecological restoration, as an activity to promote biodiversity, has gained strength in recent decades, representing an important instrument to halt and mitigate the deterioration of ecosystem health (Borges et al. 2021). Due to the urgency and need for greater investment in ecological restoration projects, the United Nations (UN) institutes the period 2021 to 2031 as the decade of ecosystem restoration (Waltham et al. 2020).

The greatest challenge of ecological restoration is to restore not only the productivity of an ecosystem, but also the biodiversity and ecological interactions, which are essential for the functioning and self-regeneration of habitats degraded or totally devastated by human actions (Lamb and Gilmour 2003; Calmon et al. 2011). Despite efforts to achieve this goal, many restoration projects fail, even when the physical environment has been restored (Jones and Davidson, 2016). One important cause is the lack of structural complexity of the landscape and specific characteristics required by the biota of each location, which limits and it restricts key groups and their numerous ecosystem services (Peipoch et al. 2015; Tonietto and Larkin 2018), important also for the maintenance of restored environments.

Among these ecosystem services, pollination and predation are listed as the main health-sustaining services of natural and man-made terrestrial ecosystems (Kumar 2010). Among pollinators, bees with more than 20,000 species cataloged (Ascher and Pickering 2014) are recognized as the main pollinators in wild and cultivated ecosystems (Tschardt et al. 1998; Zattara and Aizen 2021). Particularly, in restored areas, the presence of pollinators, such as bees, over time, is essential for the success of areas undergoing restoration in the initial stages, contributing to the persistence of plant communities (Montalvo et al. 1997; Holzschuh et al. 2009; Dixon 2009; Cariveau et al. 2020). As for wasps, which are predators of other invertebrates such as spiders, caterpillars, and cockroaches, they play an important role in regulating the population of herbivorous insects in the ecosystem (Crivelato et al. 2017). In addition, wasps also act as occasional pollinators (Sumner et al. 2018).

In the last decades, many studies have evaluated the responses of communities of trap-nesting bees and wasps and their natural enemies to ecosystems modifications (Tscharntke et al. 1998; Taki et al. 2008; Rocha-Filho et al. 2020), including the landscape simplification (Wilson et al. 2020). Bees and wasps that nest in pre-existing cavities spend most of their lives building and supplying their nests, so they depend directly on the structure of the vegetation, due to the need for natural cavities in tree hollows, in addition to specific food resources to feed the immature and adult bees (Krombein 1967). This direct relationship with plant resources and the physical structure of the environment, together with the ease of standardized sampling, through the trap nest technique, gives the group of cavity-nesting bees and wasps a character of bioindicators, which can be used in the evaluation of areas undergoing restoration (Araújo et al. 2018a, 2018b, 2020, 2021; Fornoff et al. 2021).

The surrounding landscape can have a great influence on the structure of pollinator communities (Zirbel et al. 2019; Sexton et al. 2021). The structural complexity of the habitat is a driver of species richness and diversity in natural environments (Loyola and Martins 2008, 2011), changes in the horizontal (types of land cover) and vertical (stratification of vegetation) structure, often caused by the increase in high-impact agricultural borders (Kennedy et al. 2013; Rocha-Filho et al. 2017; Hipólito et al. 2018). Leading to simplifications in the habitat structure (Steiner et al. 2003). This simplification of the habitat reduces diversity and alters the composition of the community of several taxonomic groups (Wilson et al. 2020), including cavity-nesting bees and wasps (Ebeling et al. 2012; Flores et al. 2018, 2019; Araújo et al. 2021).

Factors such as the size and shape of the restored areas (Araújo et al. 2018a), size of the vegetation cover area, and connectivity and diversity of the surrounding

agricultural and urban matrix can positively influence the community of cavity-nesting bees and wasps (Holzschuh et al. 2010; Hadley and Betts 2012; Cariveau et al. 2020; Fornoff et al. 2021; Sexton et al. 2021). Restored areas positioned in matrices of intensive agricultural lands can serve as islands or corridors of habitat, sustaining high levels of biodiversity (Araujo et al. 2018a; 2020; 2021). Despite the evident influence of fragmentation and effects of the landscape on the community of these bees and wasps, and the importance of a diverse agricultural landscape for the conservation of natural environments (Hendrickx et al. 2007; Flores et al. 2018, 2019; Rocha-Filho et al. 2020) studies evaluating the effects of the configuration of these landscapes on the abundance, richness, and composition of this community in restored areas are relatively recent and scarce (Krewenka et al. 2011; Tonietto and Larkin 2018; Campbell et al. 2019; Araujo et al. 2018a, 2018b, 2020, 2021; Fornoff et al. 2021; Sexton et al. 2021).

Standardized monitoring of the restoration of bee and wasp fauna in areas under restoration and understanding of how this community is influenced by the surrounding landscape is essential to mitigate and reverse the decline of these insects and may, in the future, contribute to the establishment of guidelines that assist in the implementation of environmental conservation projects and in the implementation and evaluation of the success of areas under restoration (Chapin et al. 2000).

Thus, the current study aims to evaluate whether patterns of the cavity-nesting bee and wasp community, and their natural enemies sampled in reforestation areas are affected by aspects of the structure of these landscapes such as size of the areas under restoration, size of the vegetation cover area, and size of the agricultural area.

Thus, we proposed the following hypotheses: there would be a greater abundance and diversity of bees and wasps that nest in traps and their natural enemies, in (i) larger reforested areas, (ii) with larger areas of forest fragments nearby, (iii) with

decrease in distance from the border of the nearest fragment, and (iv) with decreases in the soybean/corn monoculture areas. Additionally, we expected a variation in the composition of bees and wasps, with the presence of specialized taxa in less simplified landscapes, that is, with greater reforestation, a greater proportion of native vegetation, more connected (shorter distances), and with smaller areas of soybean/corn monoculture nearby.

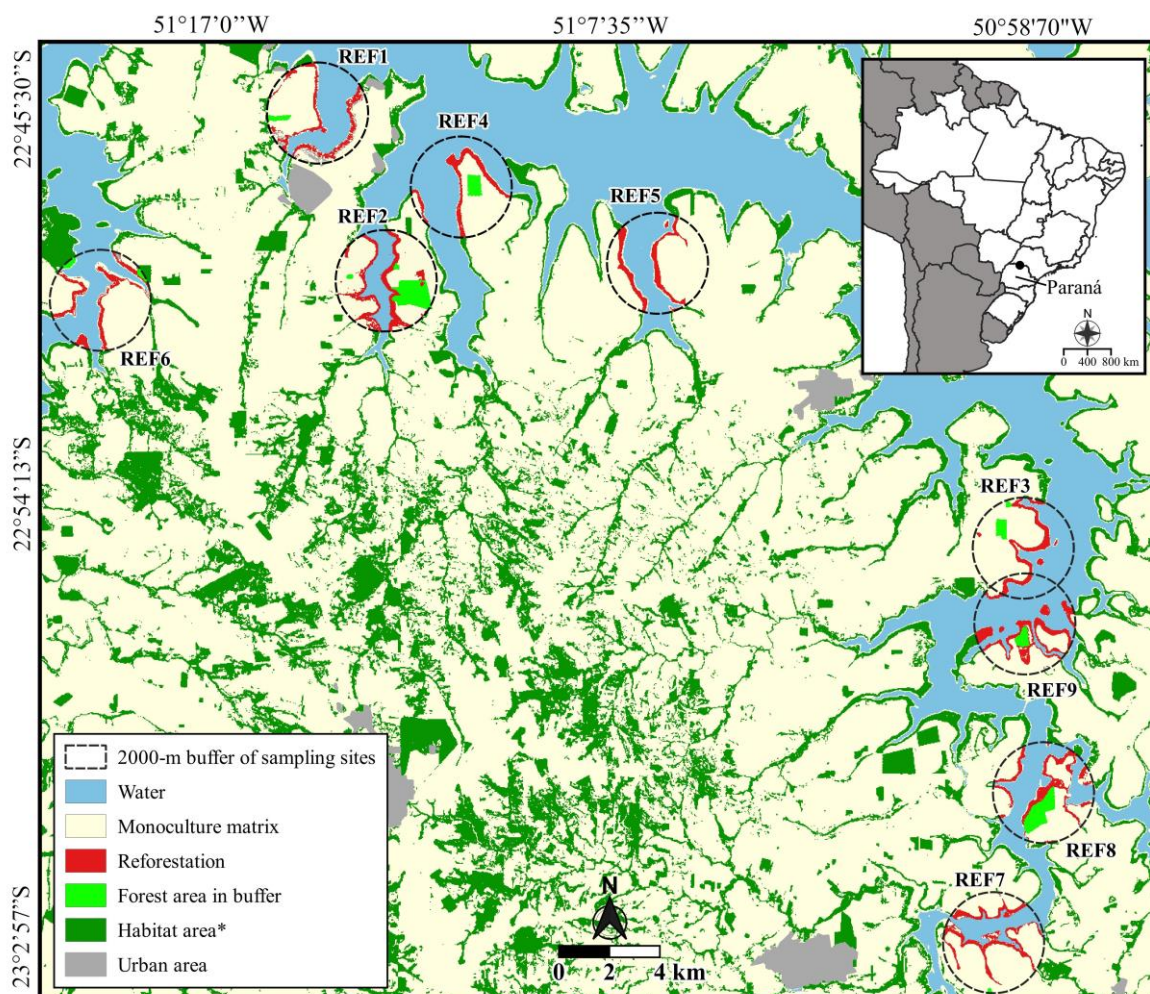
## MATERIAL AND METHODS

### Study Areas

Samplings were carried out in nine reforestation areas (REFs) located on the banks of the Capivara Reservoir on the Paranapanema River (22°47'45'S, 51°00'12"W), near the mouth of the Tibagi River basin, in the state of Paraná, southern Brazil (Table S1; Fig. 1).

**Table S1.** Geographic location and characterization of the nine sampled reforestation areas (REF1 – REF9). \* = Landscape variables calculated from a 2000 m buffer in hectares; Distance = Distance from the edge of reforestation to the edges of the nearest forest fragment (used in the calculation of the Connectivity index).

<b>Reforestation code</b>	<b>Geographic coordinates</b>	<b>Implantation date</b>	<b>Reforestation area (ha)*</b>	<b>Forest fragment (ha)*</b>	<b>Monoculture matrix (ha)*</b>	<b>Distance (m)</b>
REF1	22°45'13"S; 51°13'25"W	Nov/2003	105.30	16.573	475	500
REF2	22°48'45"S; 51°11'52"W	May/2004	115.6	137.3	624	0
REF3	22°54'33"S; 50°57'5"W	Aug/2005	125.1	31.9	663	90
REF4	22°46'48"S; 51°10'6"W	May/2003	142.6	44.2	366	216
REF5	22°48'24"S; 51° 5'35"W	Nov/2004	150.4	0	622	3000
REF6	22°49'16"S; 51°18'28"W	Oct/2002	151.9	9.8	508	1800
REF7	23° 3'1"S; 50°57'46"W	Apr/2004	189.5	2.8	735	1800
REF8	22°59'50"S; 50°56'38"W	June/2003	197.8	107.3	323	0
REF9	22°56'10"S; 50°56'59"W	Sept./2003	263.1	28.7	256	0



**Fig. 1.** Location of the studied reforestation areas (REFs) delimited by a circle with a radius of 2.000 m. \* The habitat area is represented by forest fragments + reforestation and others, outside the sampled buffers

The reservoir was formed in the 1970s with the construction of a hydroelectric plant between the municipalities of Porecatu (state of Paraná) and Taciba (state of São Paulo). The study region was covered by seasonal semideciduous forest (Scervino and Torezan 2015). Thus, all reforestations were implemented on the margins of the Capivara Reservoir, starting in 2002. For this purpose, the manual planting of seedling “cocktails” was adopted with 3 x 2 m spacing, using 40 to 50 native plant species to the Tibagi River basin, with a high proportion of early pioneer and secondary species, without fertilization and manual and mechanized maintenance for the rapid control of grasses (Cavalheiro et al. 2002).

The studied reforestation areas are in landscapes that are little diversified, with a predominant matrix of rotating soybean (*Glycine. max* (L.) Merrill) and corn (*Zea mays* L.) monoculture (Scervino and Torezan 2015). The landscape has been drastically altered since 1920, resulting from intensive agricultural and urban activities, with only 2% of the original vegetation remaining today represented by a mosaic of small fragments, remnants of SSF in different degrees of conservation, primarily in secondary successional stages, ultimately suffering from logging and poaching (Scervino and Torezan 2015).

Aiming to better evaluate the conditions of areas undergoing restoration, the present study selected reforested areas, with similar characteristics, in terms of age (between 15 and 18 years, implanted in the same event) (Table S1), methodology for planting seedlings and seeds, geography, climatic conditions, altitude (334-338 m), and relief (shallow) (Mendonça 2000).

According to the Köppen classification, the region's climate is Cfa, humid subtropical (Mesothermal), a marginal tropical zone with a hot summer and a mean temperature during the hottest month of around 22°C. In winter, the area has a dry climate, temperatures below

18°C in the coldest month, and rains distributed throughout the year, with a mean rainfall index between 1400 and 1600 mm/year (Mendonça 2000).

### Samplings of Bees, Wasps, and Their Natural Enemies

For the sampling of cavity nesting bees and wasps, and their natural enemies, we used two types of trap nests (Krombein 1967; Taki et al. 2008): a) bamboo canes closed at one end by the its node, with varying lengths and diameters, ranging from 8.0 to 30.0 cm and 0.5 to 3 cm, respectively, and grouped in bundles with 50 canes and b) black cardboard tubes closed at one end 8 cm long and 8 mm and 10 mm in diameter, inserted into a wooden block, 20 x 20 x 5 cm, with a capacity for 82 cardboard tubes per block (41 of each diameter). The two types of trap nests were made available at the sampling points on individual wooden platforms with an approximate height of 1.5 m and covered with plastic protection (transparent PET tile). Two wooden blocks (164 tubes) and two bamboo bundles (100 bamboo canes) were placed on each platform, exposed to opposite sides, totaling 264 trap nests per platform. This sampling method ensures the capture of reproductively active and resident species, excluding those that are just transiting through the reforestation areas (Morato and Martins 2006).

In each reforestation area (REF) a 500-meter transect was implanted, with five sampling points equidistant, 100 m from each other, making a total of five sets of traps per REF. At each sampling point a platform was installed with the set of traps, using the same number of trap nests, with equivalent dimensions, totaling 264 trap nests, 1320 cavities per reforestation area, and 11880 considering the set of nine REFs. Seeking to mitigate the edge effect resulting from the type of reforestation configuration studied, which is in the form of a corridor, platforms were deployed from 10 to 20 m from the edge of the REFs.

Trap nests were implanted between April and July 2018 and sampled from August 2018 to August 2019, periodically, approximately every 30 days, totaling 13 samples in each area. For the inspection of traps in the field, an otoscope was used. The occupied trap nests were removed, identified, capped at one end with a test tube and taken to the laboratory. Each trap nest removed was immediately replaced by another of an equivalent size. In the laboratory, the nests were monitored daily to record emerged individuals. A few months after collection, the nests were opened, photographed, and inspected for non-emerged individuals, adults or in larval form, usually dead. The nests were classified according to their characteristics such as architecture, building materials, number of cells, and available food. The individuals found alive were killed in ethyl acetate or in a *freezer*, mounted on pins, labeled, dried in an oven and stored in entomological drawers. The specimens were identified to the lowest possible taxonomic level, based on dichotomous keys for identification and reference material. The identification of nests with only non-emerged individuals was performed by comparing the characteristics of the nests with similar nests and with reference material. Mixed nests, where two or more species nested at the same time, were separated in the data analysis. All the material collected in this study is deposited in the Collection of the Laboratory of Animal Genetics and Ecology (LAGEA) of the State University of Londrina. Subsequently, part of this material will be deposited at the Zoology Museum of the State University of Londrina (MZUEL).

## Landscape Variables

To obtain the landscape metrics, images extracted from a LANDSAT 8, OLI sensor (Orbit/point: 222/076) with a resolution of 30 m and passing date of 10/22/2018 were used. Initially, we defined a circular buffer of 2000 meters in radius, starting from the central point of the sampling transect (sampling point 3) of each focal reforestation (Fig. 1). This buffer pattern was chosen according to the flight radius and foraging of medium to large-sized bee species, the most commonly found in this study (Zurbuchen 2010). In the buffers, we classify the images in the following themes based on a supervised classification using the Maximum Likelihood Classification algorithm: water, soybean/corn monoculture matrix, reforestation, forest fragment, and urban areas. After classification, we described and estimated through the polygon areas the following landscape variables: (a) Reforestation area (ha), (b) Forest fragment area (ha), and (c) Soybean/corn monoculture area (ha). Within the buffers analyzed, areas of exposed soil were classified as a soybean/corn monoculture matrix area. Flood areas in the process of restoration, at the edges of the reforestation areas, were classified as reforestation areas, because they showed a reflected electromagnetic radiation shine similar to reforestation (Moskalenko 2016) and can be considered areas of extreme importance for the foraging of bees and wasps due to the presence of ruderal plants (Coutinho et al. 2020). Finally, all forest fragments found in the analyzed buffers were characterized as Seasonal Semideciduous Forest in the secondary successional stage, with areas of clearings and tangles of vines. All images generated from the supervised classification showed high overall accuracy and Kuiper indices ( $> 0.75$ ).

To quantify the degree of isolation of the focal reforestations, we used the distances (m) between the focal reforestations and the nearest forest fragment, estimated from the edge

closest to the focal reforestations, to the edge of the nearest forest fragment (Bender et al. 2003).

All metrics and classifications were calculated using the *software* QGIS v. 3.14 (QGIS Development Team 2020).

## Data Analysis

To determine the abundance of cavity-nesting bees and wasps, the number of established nests was counted, whether these nests emerged or not. To determine the abundance of natural enemies, the number of parasitized nests was counted, whether the individuals emerged or not. This abundance pattern represents the nesting rate, that is, the number of nests found, and parasitism (= number of nests attacked by natural enemies) of each species.

To compare the richness of bees, wasps, and enemy species of each REF and to evaluate the sampling efficiency, we used integrated rarefaction/extrapolation curves based on the “Hill numbers” approach with asymptotic analysis,  $q = 0$  (Real richness) and a confidence interval of 0.95, calculated using the iNEXT package in the R 3.2.3 program (Chao 2014; R Core Team 2019) and plotted using the ggplot2 package (R Core Team 2019).

The diversity of bees, wasps, and natural enemies of each REF was calculated using the Shannon-Wiener index ( $H'$ ), considering the abundance of nests collected, using the *Diversity* function of the *Vegan* package in the program R 3.2.3 (R Core Team 2019).

For each of the groups studied, that is, bees, wasps, and natural enemies, an indirect sorting by non-metric multidimensional scaling (NMDS) was performed (Minchin 1987) with data on the abundance of nests of the species. For this, each response variable was related to the explanatory variables of the landscape, consisting of: reforestation area, forest fragment

area, soybean/corn monoculture area, and distance. To minimize the effects of areas with high abundance, standardizations were carried out, in which the abundance of nests of each species was divided by the total abundance of nests in each area. Based on these standardization, the Bray-Curtis quantitative index (French et al. 1989) was used to generate the similarity matrix applied in the ordering.

Generalized linear models (GLMs) were adjusted to evaluate the influence of landscape characteristics on the abundance, richness, diversity, and composition of bees, wasps, and natural enemies, which constitute the response variables. For this, each response variable was related to the explanatory variables of the landscape, consisting of: reforestation area, forest fragment area, soybean/corn monoculture area. To evaluate the abundance of bees, wasps, and natural enemies, generalized linear models with binomial error distribution were used due to the super-dispersion of the data. For richness and diversity of bees, wasps, and natural enemies, generalized linear models with Poisson error distribution were used for counting data. For the diversity and composition of bees, wasps, and natural enemies, generalized linear models with Gaussian error distribution were used. For all response variables, candidate models were classified using the corrected Akaike information criterion for small samples (AICc) (Akaike 1974). For each response variable, 16 competing models were used to explain the patterns, including a null model representing the lack of effect. Only additive models were used in these analyses. Subsequently, the corrected Akaike Information criterion for small samples was estimated, the  $\Delta\text{AICc}$  (difference between the AICc of each model in relation to the best model) and the relative weight ( $w\text{AIC}$ ) (the probability of a given model being the best among a set of competing models (Johnson and Omland 2004)). Models with  $\Delta\text{AICc} < 2.0$  and  $w\text{AIC} > 0.1$  were considered equally plausible to explain the patterns observed (Burnham and Anderson 2003). The models selected by the Akaike information

criterion (AIC) were performed with the MuMIn package (Bartón 2016) and the model diagnostics were performed with the RT4Bio package (Reis Jr et al. 2015) in the R 3.2.3 program (R Core Team 2020).

## RESULTS

During the study, a total of 1000 nests were identified in the nine reforestation areas evaluated. Of these, 102 were bee nests and 898 wasp nests (Table S2). The sampled bees belong to 10 morpho-species from two families, Apidae and Megachilidae, while the wasps belong to 18 morpho-species from four families: Crabronidae, Pompilidae, Sphecidae, and Vespidae (Table S2). The abundance of wasp species that hunt spiders (58.66%) and the abundance of species that hunt lepidopteran larvae (41.38%) were close.

**Table S2.** Abundance, richness, and diversity of Shannon-Winner ( $H'$ ) nests and cavity-nesting bee and wasp species sampled in nine reforestation areas located in northern Paraná, south of Brazil, from August 2018 to August 2019.

Family	Species	Study areas									Total
		REF1	REF2	REF3	REF4	REF5	REF6	REF7	REF8	REF9	
Apidae	<i>Centris analis</i> Fabricius	1	7	3	1		2	10			24
	<i>Centris tarsata</i> Smith	6	3	5	6	1	5	14	4	1	45
	<i>Eufriesea auriceps</i> Friese				1				1		2
	<i>Euglossa pleosticta</i> Dressler		1						1	5	7
	<i>Euglossa townsendi</i> Cokerell				1				1		2
	<i>Tetrapedia diversipes</i> Klug									2	2
Megachilidae	<i>Carloticola paraguayensis</i> Schrottky			3			1	1	1		6
	<i>Epanthidium tigrinum</i> Schrottky	1	3	1							5
	<i>Megachile (Chrysosarus)</i> sp. 1				2			2	2		7
	<i>Megachile</i> sp. 1	2									2
Abundance of bees (N)		11	14	12	11	1	8	27	10	8	102
Richness of bees (S)		4	4	4	5	1	3	4	6	3	10

Diversity of bees (H')		1.089	1.195	1.265	1.295	0.006	0.900	1.023	1.609	0.900	
Crabronidae	<i>Trypoxylon (Trypargilum) lactitarse</i>	1			7	2	3			3	16
	Saussure										
	<i>Trypoxylon (Trypoxylon) sp. 1</i>	18	7	21	3	12	28	3		6	98
	<i>Trypoxylon (Trypoxylon) sp. 2</i>			5	2		4	2		1	14
Pompilidae	<i>Auplopus sp. 1</i>	7	3	2	1	6	1	4	91	57	172
	<i>Auplopus sp. 2</i>		1				2		5	1	9
	<i>Auplopus sp. 3</i>	1									1
	Pompilidae sp. 1	31	20	12	33	37	18	19	11	21	202
	Pompilidae sp. 2		1		3	4	2		1		11
	<i>Priochilus sp. 1</i>				1						1
Sphecidae	<i>Podium sp. 1</i>							1		1	2
Vespidae	<i>Ancistroceroides sp. 1</i>			1	6	1			6		14
	Eumeninae sp. 1						4	2			6
	<i>Minixi sp. 1</i>	11	2		2			3	7	1	26
	<i>Monobia angulosa</i> Saussure	3		2	8	5	1	28	21	25	93
	<i>Pachodynerus grandis</i> Willink & Roig-	7	12	1	8	6	15	7	46	29	131

## Alsina

<i>Pachodynerus guadulpensis</i> Saussure	25	15	9	10	24	2	5	6	4	100
<i>Zethus</i> sp. 1		1								1
<i>Zethus</i> sp. 2				1						1
Abundance of wasps (N)	104	62	53	85	97	80	74	194	149	898
Richness of wasps (S)	9	9	8	13	9	11	10	9	11	18
Diversity of wasps (H')	1.8	1.729	1.624	2.026	1.728	1.826	1.793	1.556	1.701	

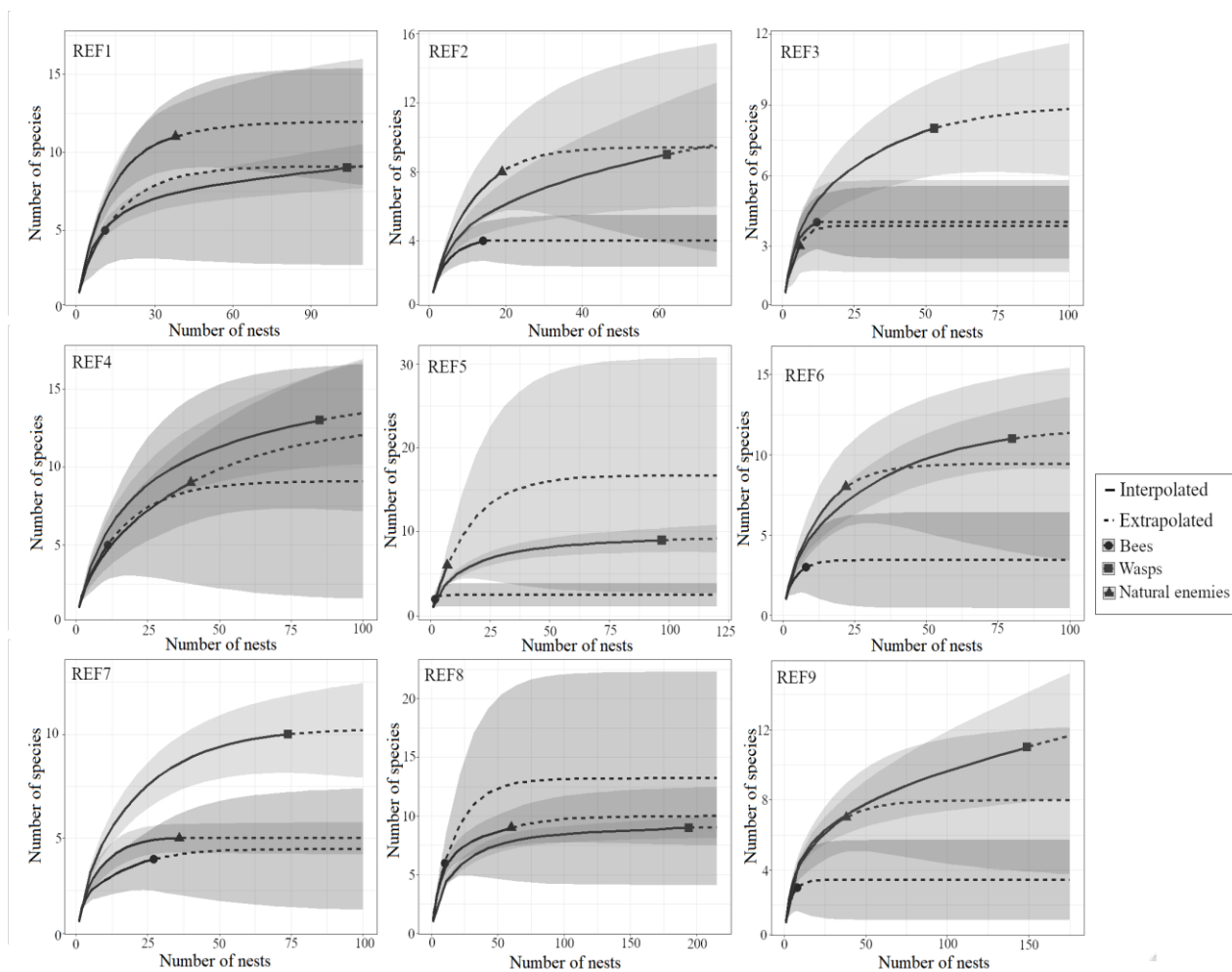
Fifteen morpho-species of natural enemies were recorded in 214 parasitized nests, among these, 11 were classified as parasitoids (Bombyliidae, Chrysididae, Eulophidae, Ichneumonidae, Leucospidae, Rhipiphoridae, Syrphidae, and Tachinidae) and four as kleptoparasites (Apidae, Chrysididae, Megachilidae). The parasitoids attacked 11 host species, and *Auplopus* sp. 1 was the wasp species with the most parasitoids (7 morpho-species) (Table S3).

The highest values of bee diversity were found in REF 8 and REF 4, areas with large and nearby forest fragments (Tables S1 and S2). The lowest bee diversity value was found in REF 5 (Table S2). The diversity of wasps and natural enemies was relatively high in all sampled areas (Table S2). The greatest diversity of wasps found was in REF 4 and the lowest in REF 8 (Table S2). The greatest diversity of natural enemies was also found in REF 4 and the lowest diversity of natural enemies was found in REF 9 and REF 7 (Table S3).

**Table S3.** Abundance of nests attacked by species of natural enemies of bees and wasps that nest in preexisting cavities collected in nine reforestation areas, located in northern Paraná from August 2018 to August 2019.

Family	Species	Study areas									Host species	Total
		REF1	REF2	REF3	REF4	REF5	REF6	REF7	REF8	REF9		
Apidae	<i>Mesocheira bicolor</i>			1	2						<i>C. tarsata</i> , <i>E. pleosticta</i>	3
Bombyliidae	<i>Anthrax oedipus</i>				1	1	2				<i>P. grandis</i> , <i>P. guadulpensis</i> , <i>Pepsis</i> sp. 1, <i>Ancistroceroides</i> sp. 1	4
	<i>Toxophora</i> sp. 1	1			1		9	1	1	1	<i>P. grandis</i> , <i>P. guadulpensis</i> , Pompilidae sp 1	14
Chrysididae	<i>Chrysis</i> sp. 1		1						3		<i>Auplopus</i> sp. 1	4
	<i>Chrysis</i> sp. 2									4	<i>Auplopus</i> sp. 1, <i>Zethus</i> sp. 1	6
Eulophidae	<i>Melittobia</i> sp. 1	10	5	4	5	2	4	10	9	9	<i>Auplopus</i> sp. 1, <i>C. analis</i> , <i>C. tarsata</i> , <i>M. angulosa</i> , <i>Ancistroceroides</i> sp. 1, <i>Trypoxylon</i> sp. 1, <i>T. lactitarse</i> , <i>P. grandis</i> , <i>P. guadulpensis</i> , Pompilidae sp. 1, <i>Zethus</i> sp. 1	58
Ichneumonidae	Ichneumonidae sp. 1	3	2	1	1	1	2	4	15	9	<i>Auplopus</i> sp. 1, <i>Trypoxylon</i> sp. 1, <i>Trypoxylon</i> sp. 2, <i>T. lactitarse</i> , <i>P. grandis</i> , <i>P. guadulpensis</i> , Pompilidae sp. 1, Pompilidae sp. 2	38
	Ichneumonidae sp. 2								1		<i>Auplopus</i> sp. 1	1
	Ichneumonidae sp. 3		2			1			5	1	<i>Auplopus</i> sp. 1, <i>Auplopus</i> sp. 2, Pompilidae sp. 1	9
	Ichneumonidae sp. 4	1									<i>Auplopus</i> sp. 1	1
Leucospidae	<i>Leucospis</i> sp. 1	1	5		3		2	4			<i>C. analis</i> , <i>C. tarsata</i>	15
	<i>Leucospis</i> sp. 2	1	1								<i>C. tarsata</i>	2
Megachilidae	<i>Coelioxys</i> sp. 1		1		1		1	1		2	<i>C. analis</i> , <i>C. tarsata</i> , <i>E. pleosticta</i>	6
Ripiphoridae	<i>Macrosiagon</i> sp. 1	3	2		4	1	1	1	12	14	<i>Auplopus</i> sp. 1, <i>M. angulosa</i> , <i>Ancistroceroides</i> sp. 1, <i>Trypoxylon</i> sp. 2, <i>P. grandis</i> , <i>P. guadulpensis</i> , Pompilidae sp. 1, <i>Zethus</i> sp. 1	38
Sarcophagidae	<i>Amobia</i> cf. <i>floridensis</i>	1			1	1	1	1	10		<i>M. angulosa</i> , <i>P. grandis</i>	15
Abundance of Natural Enemies (N)		21	19	6	19	7	22	22	60	38		214
Richness of Natural Enemies (S)		8	8	3	9	6	8	7	9	7		15
Diversity of Natural Enemies (H')		1.634	1.878	0.8676	1.983	1.748	1.751	1.54	1.926	1.552		

The rarefaction curves of bees did not present stabilization (Fig. 2). The areas with greater abundance of nests (REF7) and greater wealth of bees (REF2, REF4, and REF8) indicated stabilization in the rarefaction curve, around 50 nests collected and 8 to 15 expected species. With only the occurrence of one recorded bee species, the REF5 reforestation area presented the lowest species richness. It is also important to note that the extrapolation curves of bees in less favored reforestation areas (REF3, REF5, and REF6), that is, small reforestation areas, with few forest fragment areas nearby and large areas of monoculture, indicated stabilization, with relatively low richness, around 25 sampled nests and 1 to 4 expected species (Fig. 2).



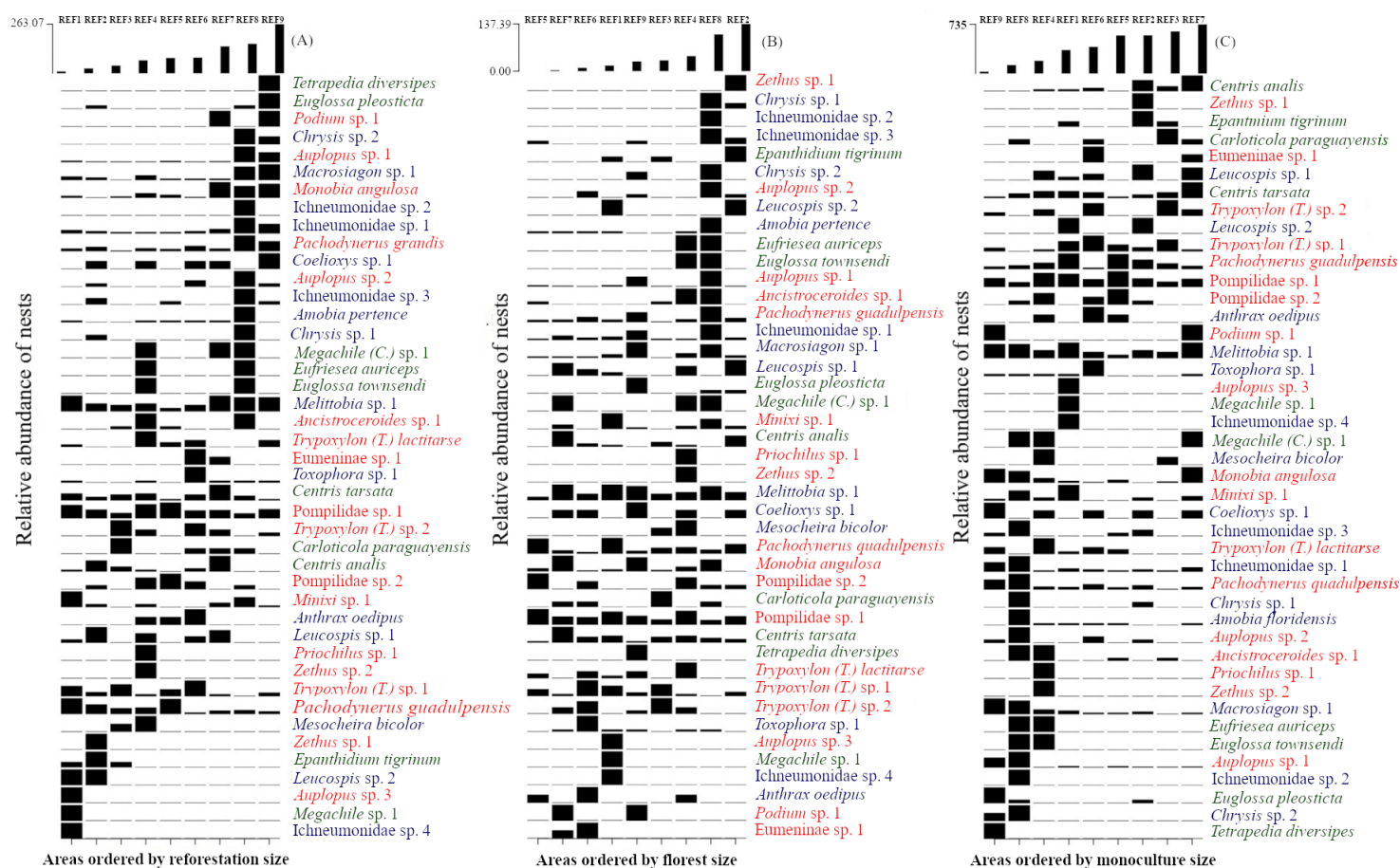
**Fig. 2.** Rarefaction curves based on the number of bees, wasps, and natural enemies' species, by number of nests, sampled from August 2018 to August 2019 in nine reforestation areas of seasonal semideciduous forest, located in the state of Paraná, southern Brazil.

Wasp rarefaction curves indicated sampling efficiency in most reforestation areas and a pattern in the number of species, around 100 nests collected and 8 to 15 expected species (Fig. 2). In the second largest reforestation area (REF8), the largest number of wasp nests was found, indicating stabilization of the curve, confirming the sampling efficiency for the group of wasps that nest in the areas (Fig. 2).

The natural enemies indicated stabilization of the rarefaction curve in only a few areas (REF1, REF7, REF8, and REF9). The areas with the greatest abundance of nests attacked by natural enemies indicated stability in the curves from 25 nests collected and from 5 to 12 expected natural enemy species (Fig. 2). Reforestation areas with a smaller area (REF1) and those with an absence of a nearby forest fragment (REF5), indicated an expected richness of parasite species greater than that of wasps and bees (Fig. 2).

We observed replacement of the sampled species of bees, wasps, and natural enemies, along the gradients of the reforestation area (Fig. 3a), forest fragment area (Fig. 3b), and soybean/corn monoculture area (Fig. 3c). Bees, wasps, and natural enemies presented species that only occurred in more integral regions, that is, with greater areas of reforestation (*Tetrapedia diversipes*, *Podium* sp. 1, *Chrysis* sp. 2 and Ichneumonidae sp. 2) (Fig. 3a), larger areas of forest fragments (*Euglossa townsendi*, *Eufriesea* aff. *auriceps*, *Epanthidium tigrinum*, *Zethus* sp. 1, *Zethus* sp. 2, *Chrysis* sp. 1, *Chrysis* sp. 1, Ichneumonidae sp. 2, *Priochilus* sp. 1) (Fig. 3b), and smaller areas of soybean/corn monoculture (*Priochilus* sp. 1, *Zethus* sp. 2, *Euglossa townsendi*, *Eufriesea* aff. *auriceps*, Ichneumonidae sp. 2, *Chrysis* sp. 2 and *Tetrapedia diversipes*) (Fig. 3c). Regarding the monoculture area gradient, a group of species with a much higher relative abundance was observed in regions with smaller monoculture areas (Fig. 3c). It is also worth mentioning that all orchid bee species took place in

reforestation areas with nearby forest fragments and with less monoculture areas (REF1, REF2, REF4, and REF8).



**Fig. 3.** Relative abundance of nests of species of bees (green),), wasps (red), and their natural enemies (blue), collected from August 2018 to August 2019 in nine reforestation areas in northern Paraná, according to the: (a) size of the reforestation area (ha); (b) size of the all forest fragments (ha); (c) size of the soybean/maize monoculture area (ha), evaluated within the 2.000 m radius.

The NMDS ordinations with data on the bees, wasps, and natural enemies' species presented a stress of 0.03, 0.08, and 0.11, respectively. The analyses also indicated that the two axes of these orders captured 88.54%, 87.03%, and 83.42% of the variation in the species composition of each group, respectively. For all groups, the best NMDS ordination solution was achieved after 20 attempts.

The models that best explained the abundance of wasps and natural enemies included only the monoculture matrix area as an explanatory variable, through a negative relationship, that is, the abundance of wasps and natural enemies decreased with the increase in the monoculture matrix area (Table 1; Fig. 4). According to the analyses performed, the abundance of bees did not vary according to any of the explanatory variables used (Table 1). The richness did not vary according to the explanatory variables used for any of the groups studied (Table 1). The diversity of bees was explained by the model that includes only the area of forest fragments as an explanatory variable, through a positive relationship, where the diversity of bees increases with the increase in the forest area (Table 1, Fig. 4). The diversity of wasps and natural enemies did not vary due to the explanatory variables (Table 1).

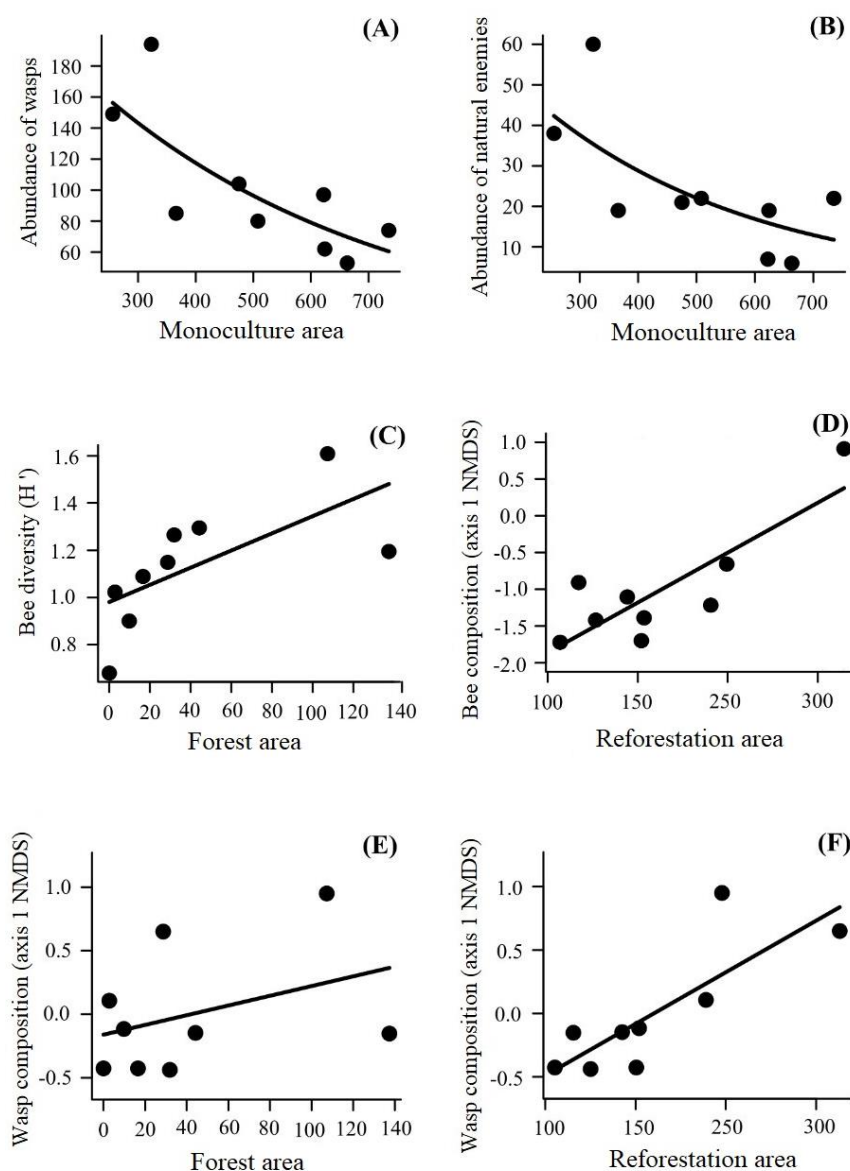
The model that best explained the composition of bees included only the reforestation area as an explanatory variable (Table 1; Fig. 4). In this model, the species *Centris tarsata* and *Epathidium tigrinum* were more associated with the NMDS ordination axis (negative), more related to landscapes with smaller areas of reforestation (Fig. 4), while the species *Euglossa pleosticta* was the most related to the NMDS ordination axis (positive), representing landscapes with larger areas of reforestation (Fig. 4).

**Table 1.** Summary of plausible models adjusted to explain the abundance, richness, Shannon diversity ( $H'$ ), and composition of bees, wasps, and natural enemies collected with trap nests from August 2018 to August 2019 in response to landscape variables in nine areas of reforestation located in the state of Paraná, Brazil. AREF = Reforestation Area; AFLO = Forest Fragment Area; AMON = Soybean/Corn Monoculture Area.

Response variables	Models	$\Delta AIC_c$	g.l.	wAIC	Inclination symbol
Abundance of bees	<b>Null model</b>	<b>0</b>	<b>2</b>	<b>0.66</b>	
Abundance of wasp	<b>AMON</b>	<b>0</b>	<b>3</b>	<b>0.71</b>	<b>-AMON</b>
Abundance of natural enemies	<b>AMON</b>	<b>0</b>	<b>3</b>	<b>0.36</b>	<b>-AMON</b>
	Null model	0.93	2	0.23-	
	AREF	1.67	3	0.16	+AREF
Richness of bees	<b>Null model</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>0.47</b>	
Richness of wasps	<b>Null model</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>0.51</b>	
Richness of natural enemies	<b>Null model</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>0.48</b>	
Diversity of bees ( $H'$ )	<b>AFLO</b>	<b>0</b>	<b>3</b>	<b>0.39</b>	<b>+AFLO</b>
	Null model	0.58	2	0.29	

Diversity of wasps (H')	<b>Null model</b>	<b>0</b>	<b>2</b>	<b>0.60</b>	
Diversity of natural enemies (H')	<b>Null model</b>	<b>0</b>	<b>2</b>	<b>0.58</b>	
Composition of bees	<b>AREF</b>	<b>0</b>	<b>3</b>	<b>0.65</b>	<b>+AREF</b>
Composition of wasps	<b>AREF + AFLO</b>	<b>0</b>	<b>4</b>	<b>0.46</b>	<b>+AREF +AFLO</b>
	AREF	1.18	3	0.213	+AREF
Composition of natural enemies	<b>Null model</b>	<b>0</b>	<b>2</b>	<b>0.43</b>	

---



**Fig. 4.** Relationship between response variables of the studied groups (bees, wasps, and natural enemies) and explanatory variables of the landscape: (A) influence of the monoculture area on the abundance of wasps; (B) influence of the monoculture area on the abundance of natural enemies; (C) influence of forest fragment areas on the Shannon ( $H'$ ) diversity of bees; (D) influence of reforestation area on the composition of bees; (E) influence of forest fragment areas on wasp composition; and (F) influence of reforestation area on wasp composition

For wasps, the model that best explained the species composition included reforestation and forest areas as explanatory variables (Table 1; Fig. 4). In this model, the species *Pachodynerus guadulpensis*, *Trypoxylon (Trypoxylon) sp. 1*, *Zethus sp. 1* were more associated with the NMDS ordering axis (negative), related to regions with smaller areas of reforestation and smaller areas of forest fragment (Fig. 4), and the species *Auplopus sp. 1*, *Monobia angulosa*, *Pachodynerus grandis* were more associated with the NMDS ordination axis (positive), related to regions with larger areas of reforestation and larger areas of forest fragment (Fig. 4). The composition of natural enemies did not vary according to the explanatory variables used (Table 1). There was also no relationship found in the richness, abundance, and composition of the bee, wasp, and natural enemy communities in relation to the explanatory variable Distance.

## DISCUSSION

In general, our results revealed that aspects of the landscape differently affected the populations of cavity-nesting bees and wasps in reforestation areas, consequently affecting the community of natural enemies of these insects. We detected a negative effect of the amount of soybean/corn monoculture on the abundance of wasp nests and on the abundance of nests attacked by natural enemies, sampled in the reforestation areas evaluated. We observed that the richness of bees, wasps, and natural enemies' species, contrary to our expectations, did not present any variation due to the metrics of the landscape evaluated. The diversity of bees was the only variable affected by a landscape factor, being positively correlated with the size of the nearby forest fragments. Regarding species composition, we found an influence of the size of the reforestation areas, altering the composition of bees and wasps, but not that of natural enemies. The wasp composition also varied depending on the size of the area of the nearby

forest fragments. Thus, the results obtained only partially confirm the hypotheses raised, indicating that bees, wasps, and their natural enemies sampled in reforestation areas, respond differently to variations in the landscape.

The lower abundance of wasps observed in areas with a larger area of monoculture, is possibly related to the reduced diversification of the studied agricultural landscapes. These intensely simplified ecosystems are hostile to the majority of species, being favorable only to a few species that adapt well to the dominant condition of low environmental heterogeneity (Hendrickx et al. 2007; Torné-Noguera et al. 2020; Rocha-Filho et al. 2017; Araújo et al. 2018a, 2021). Generally, plants grown in the agricultural matrix do not offer the food resources used by adult wasps (nectar), or only offer it at certain times of the year, through intense flowering and for a short period (Silveira 2004; Hipólito et al. 2018). This resource limitation restricts foraging in areas adjacent to cultivated fields, such as areas under restoration, which in turn suffer from the recurrent impacts of fragmentation caused by agricultural matrices (Rocha-Filho et al. 2017). These matrices of conventional agriculture also interfere negatively in the supply of solitary wasp nests due to the extinction or drastic reduction in species of forage plants and old woody plants that provide preexisting cavities (Holzschuh et al. 2009, 2010; Flores et al. 2019; Araújo et al. 2021). There is also a record in the literature of a positive correlation between wasp abundance and crop diversification in family farming areas, that is, due to the increase in the variety of agricultural crops introduced in the landscape (Coutinho et al. 2020).

Other factors have also been identified as having an impact on abundance in wasp populations. For example, land use has been recognized as one of these factors, since recordings of some rarer species of wasps have occurred with greater abundance in more “natural” environments, such as fallow land, reforestations of native species and forest

interior (Matos et al. 2013; Rocha-Filho et al. 2017; Araújo et al. 2021). In addition, the authors report a significant contribution from diversified and organic crops to the maintenance of wasp species, by providing resources for feeding and nesting to their populations (Matos et al. 2013). The increase in the cultivated area with monoculture of grains tends to hinder the colonization of reforestation by species from fragments of native vegetation nearby, which are unable to move through the highly homogeneous matrix. Wasps of the subfamily Eumeninae, for example, avoid crossing conventionally managed cereal fields, needing strips of fallow fields or organic cultivation fields to move between the native vegetation in the landscape (Hendrickx et al. 2007; Holzschuh et al. 2009, 2010). Furthermore, in young regrowth forests in subtropical South-East China, the abundance of cavity-nesting wasps increased with increasing canopy cover and the subsequent microclimatic change brought about by this changes (Fornoff et al. 2021).

In addition, the effects of the proportion of monoculture area on the community of natural enemies is related to the effect of this landscape variable on the host (wasps), since more than 90% of the collected sampled natural enemies were found in wasp nests (Spearman's Correlation statistic:  $r_s = 0.903$ ;  $p\text{-value} < 0.0005$ ). Thus, when monoculture affects the abundance of host wasps, it directly affects the abundance of its natural enemies through ecological interaction between related trophic niches (Veddeleer et al. 2005). Recent studies corroborate this statement, since they did not find a direct correlation between the abundance and richness of the parasites and any of the landscape structure variables but suggested a direct relationship with the hosts (Holzschuh et al. 2010; Araújo et al. 2018b; Staab et al. 2018). In this sense, Fornoff et al. (2021) found a direct relationship between the abundance of the "herbivore hunting wasps" community with the abundance of their natural enemies.

The lack of influence of the monoculture area on the abundance of bee nests collected in the reforestation areas was not expected. Thus, the abundance of bees could be influenced on a finer scale of the landscape related to structural complexity factors of the vegetation of the evaluated reforestations, such as plant species richness, height, density of tree species, canopy cover, and basal area of the trees (proxy for tree biomass) around sampling points (Steffan-Dewenter et al. 2002; Loyola and Martins 2009; 2011; Coutinho et al. 2020; Araújo et al. 2018a; Fornoff et al. 2021). The abundance of bees in recovering fallow areas within intensive farming matrices in northern Florida was not influenced by the surrounding vegetation (Campbell et al. 2017). Given this fact, the authors suggested that the availability of preexisting cavities is the only factor that influences the abundance of bees in areas of intensive agriculture due to the factors often absent from the landscape, such as pre-existing cavities, floral sources, among others.

The fact that the richness of bees, wasps, and natural enemies was not related to any of the landscape variables evaluated could again be explained by the spatial scale adopted in this study. For example, Coutinho et al. (2020) found a positive correlation between the richness of bees and wasps and the size of the surrounding agricultural area, considering wide spatial scales (above 2000 m buffer). However, this relationship was observed only in areas with a family farming matrix extremely diversified or surrounded by more structurally diverse environments, such as areas of native vegetation. In homogeneous landscapes, factors related to the structural complexity of local vegetation such as the richness of plant species and the height and density of trees may be more important in determining the wealth of bees and wasps than general aspects of the landscape, such as size of agricultural area (Tschardt et al. 1998; Araújo et al. 2018a; 2021).

In agreement with the findings of the current study, the diversity of bees is often positively related to the increase in the diversity and vegetation cover of a landscape (Staab et al. 2018; Flores et al. 2019; Araújo et al. 2021; Fornoff et al. 2021). Large areas of continuous forest showed higher indices of bee diversity than small and poorly preserved forest fragments (Morato and Campos 2000), due to the great heterogeneity of these environments, which provide a higher number of resources, both for nesting (greater abundance of old and decomposing trees, which provide a greater number of nesting sites), as well as foraging and provisioning of nests (greater abundance and diversity of resources plants), thus favoring the increase in bee diversity indices (Morato and Martins 2006; Fabian et al. 2014; Sexton et al. 2021). Thus, according to hypotheses derived from the theories of islands and metapopulations, larger forest fragments, inserted in agricultural matrixes of great impact, may be serving as a “source”, providing greater abundance and species richness for the studied reforestation areas (“drain” areas), thus contributing to the increase in the diversity of bees in patches of adjacent favorable vegetation (Bush 2000), as is the case with areas undergoing restoration. The fact that the composition of wasps sampled in reforestation areas varied according to the size of the nearby forest fragment areas is also supported by the theories of island and metacommunities, where larger forest areas would provide greater abundance and species richness, thus influencing the composition of communities found in adjacent restoration areas (Steckel et al. 2014; Staab et al. 2018). Decreasing the size of forest fragments can also, for example, increase interspecific competitions (Hadley and Betts 2012), change pollinator/plant network patterns (Hagen et al. 2012; Hadley and Betts 2012), increase local extinctions, and decrease the quality and quantity of resources offered to wasps (Hadley and Betts 2012). These alterations in environmental dynamics resulting from the fragmentation of native habitat favor some species adapted to edges and degraded

environments and restrict other more specialized species (Stagler et al. 2015; Oliveira and Gonçalves 2017; Rocha-Filho et al. 2017), which have a preference for larger and more preserved fragments (Morato and Campos 2000; Araújo et al. 2018a, 2021) and thus are only found in larger reforestation areas and with larger adjacent forested areas. With this evidence, we emphasize the importance of preserving forest fragments and conservation units in order to maintain the diversity of wasp and bee communities. In addition, recent studies on a gradient of restoration in the Amazon have shown a greater diversity of bees and wasps nesting in "mixed reforestations" (with native species planting) and in areas of secondary forest, indicating that the abundance, richness and diversity of bees and wasps is greater in "intermediate" environments, suggesting that the variation in bee abundance and species richness along the gradient may reflect variation in food resource availability and variations in habitat structure (Araújo et al. 2021).

The great capacity of wasps to colonize disturbed environments, where they find a greater abundance of prey and a large quantity of ruderal plants that serve as a source of food, seems to be the most likely factor explaining the absence of an influence of the landscape on the diversity of this group, which was similar in all the reforestation areas studied (Morato and Campos 2000), indicating a greater capacity of wasps to colonize areas undergoing restoration in a shorter period of time (Araújo, 2020; 2021). With respect to the diversity of natural enemies, due to their direct relationship with the hosts, their greater richness in some areas could be a reflection more of a greater abundance of wasp and bee nests than of environmental factors (Torné-Noguera et al. 2020; Fornoff et al. 2021).

The size of the area under recovery can directly affect the attempt to restore degraded environments, acting as a limiting factor, by restricting the richness and abundance of species of colonizing plants, which alters the availability of niches and the heterogeneity of the

habitat, hindering the process of ecological succession (Suganuma et al. 2014). Another important factor related to the size of the areas under restoration is the edge effect, which due to the irregular shape of the majority of the studied reforestation areas and the proximity to the agricultural matrices, acts more intensely in smaller, and in turn, narrower reforestation areas (Hendrickx et al. 2007; Araújo et al. 2018a; Zirbel et al. 2019). Thus, smaller reforestation areas may be more subject to disturbances from the adjacent agricultural matrices such as the drift of pesticide “clouds”, fire, flooding, wind, solar radiation, and invasive species (Kennedy et al. 2013; Rocha-Filho et al. 2017; Araújo et al. 2018a, 2021; Fornoff et al. 2021). These variations related to the size and irregular shape can affect the formation of the canopy and understory of reforestation areas, reflecting in the structure of the community of plant species that supply resources such as pollen, resins, and pre-existing cavities, favoring the appearance of areas of clearings with a predominance of invasive plant species that do not provide resources for bees and wasps (Montalvo et al. 1997; Morato and Campos 2000; Rocha-Filho et al 2020). These alterations may favor some efficient species in colonizing disturbed environments (Morato and Campos 2000; Araujo et al. 2018a) and limit the restoration of species that require specialized resources (Hendrickx et al. 2007; Flores et al. 2018, 2019; Staab et al. 2018). In fact, a variation in the composition of wasps and bees that nest in pre-existing cavities has already been observed depending on the size and shape of reforested riparian areas (Araújo et al. 2018a). According to these authors, smaller and narrower reforestation areas lacked specialized species due to the low plant heterogeneity and the greater intensity of the edge effect in these environments (Araújo et al. 2018a).

We also detected an evident association of bee species such as *Euglossa pleosticta*, *E. townsendi*, *Eufriesea auriceps*, and *Megachile (Chrysosarus) sp. 1* showing a preference for natural habitats, i.e., landscapes with greater areas of reforestation and forest. Some of these

species can be considered indicators of well-structured environments, since they are often found in well-preserved forest fragments (Mello and Gaglianone 2019; Sobreiro et al. 2019). In comparison, in smaller reforestation areas we detected a greater association with species of bees with generalist habits, that is, species of broader trophic niches, cosmopolitan, found in all biomes (Aguiar and Zanella 2005). As an example, we can mention the species *Centris analis* and *C. tarsata*, known for their excellent nesting capacity in environments with extensive land and urban use, and often found in areas of open vegetation, forest edges, and related to diverse agricultural crops of fruit trees (Aguiar and Zanella 2005; Matos et al. 2013). Another generalist species also associated with small reforestation areas established in the vicinity of large monoculture areas was *Epanthidium tigrinum*. This species presents wide geographical distribution, little demand for nesting sites, polylectic behavior, the absence of seasonality patterns, and the absence of natural enemies, which endow it with a high capacity to colonize environments that suffer constant disturbances (Gomes et al. 2020). It is important to note that these generalist species may be benefiting from the high abundance of ruderal herbs belonging to the Asteraceae and Leguminosae families, usually associated with these areas of intensive land use and edges of reforestation areas (Matos et al. 2013). Recent studies indicate that the size and shape of riparian areas in the process of restoration influence the composition of cavity-nesting bees and wasps (Araújo et al. 2018a).

Wasps of the genera *Pachodynerus*, *Trypoxylum*, *Monobia*, and the morphospecie Pompilidae sp. 1, were sampled in all the reforestation areas studied, however, they demonstrated high abundance in small reforestation areas and with few forest areas nearby. These wasp genera are known for their wide geographical distributions and high abundances in diverse environments, such as ecological corridors (Holzschuh et al. 2009), open vegetation areas (Tschardt et al. 1998), and agro-systems (Matos et al. 2013; Coutinho et al. 2020),

being considered generalist wasps with a high capacity to colonize disturbed environments (Buschini and Buss 2010). This high adaptability to disturbed environments may be related to the greater availability and variety of prey of these species (larvae of Lepidoptera and spiders), usually found in these locations (Holzschuh et al. 2010; Krewenka et al. 2011). In addition, their medium/large body size allows them to fly long distances, and consequently colonize more distant patches in the landscape, as long as they are connected by fallow strips or organic farming (Holzschuh et al. 2009). The species *Auplopus* sp. 1 was associated with larger fragments and closer to forest areas. Species of this genus usually have a relatively small size and depend on specific food resources to supply their nests (spiders of specific species), being considered rare or exclusive to the neotropical region (Flores et al. 2018, 2019; Rocha-Filho et al. 2020). No significant influence of the distance was not expected in the studied insect community. This is likely due to the high connectivity of the reforestation areas, which extends across the entire landscape around the reservoir, well beyond the selected buffer area, connecting fragments of the landscape that were not assessed (see Bennett and Lovell 2019) and due to high flight capacity of the studied group (Zurbuchen et al. 2010).

Finally, we can conclude that reforestation areas such as those evaluated in the present study, can be considered refuges or amenable to colonization for several species of bees, wasps, and their natural enemies, as long as these areas are in favorable landscapes (Araújo 2018a; 2021; Fornoff et al. 2021). It is known that reforestation areas can be considered as corridor areas that connect habitat patches, contributing to the heterogeneity of the landscape, and providing essential resources for the survival of these organisms, thus functioning as an important tool in the conservation of local biodiversity (Staab et al. 2018). Despite the similarity in the characteristics of implantation and management of the reforested areas

evaluated, aspects of the landscapes that surround them influenced the nesting of bees and wasps, and consequently, their natural enemies. Areas under restoration can be considered important refuges for forest species and can assist in the mobility of fauna, increasing the permeability of the landscape. Thus, these areas can be considered important for the conservation of regional species, which, consequently, provide essential ecosystem services for the maintenance of ecosystems, including those that are restored. Therefore, restoration plans should analyze the effects of human activities on the restored landscapes and develop actions that seek to maximize the quality and heterogeneity of the surrounding matrices, in order to guarantee ecological pollination and predation services, mitigate the decline of biodiversity, and assist in restoration of degraded areas.

#### ACKNOWLEDGEMENTS

We are grateful to: Instituto Chico Mendes (MMA-Brazil), Instituto Ambiental do Paraná (IAP) for the collecting permits; the owners for authorization the study in their properties. This study was financed by CNPq-PELD (441540/2016-3), Fundação Araucária and Coordination for the Improvement of Higher Education Personnel - Brazil (CAPES) - Finance Code 001. ALG thanks to CAPES and CNPq / MCTI / CONFAP-FAPs / PELD Call No. 21/2020 for the scholarship. SMM thanks to PIBIC-CNPq. SHS is receives a fellowship from CNPq (305343 / 2018-1) and Call CNPq / MCTI / CONFAP-FAPs / PELD No. 21/2020

## REFERENCES

- Aguiar CML, Zanella FCV (2005) Estrutura da comunidade de abelhas (Hymenoptera: Apoidea: Apiformis) de uma área na margem do domínio da caatinga (Itatim, BA). *Neotrop Entomol* 34:15–24
- Akaike H (1974) A new look at the statistical model identification. *IEEE Trans Automat Contr* 19:716–723
- Araújo GJ, Monteiro GF, Messias MCTB, Antonini Y (2018a) Restore it, and they will come: trap-nesting bee and wasp communities (Hymenoptera: Aculeata) are recovered by restoration of riparian forests. *J Insect Conserv* 22:245–256
- Araújo GJ, Fagundes R, Antonini Y (2018b) Trap-nesting Hymenoptera and their network with parasites in recovered riparian forests Brazil. *Neotrop Entomol* 47:26–36
- Araújo GJ de, Izzo TJ, Storck-Tonon D et al (2021) Re-establishment of cavity-nesting bee and wasp communities along a reforestation gradient in southern Amazonia. *Oecologia* 196:275–288.
- Araújo GJ, Storck-Tonon D, Izzo TJ (2020) Temporal stability of cavity-nesting bee and wasp communities in different types of reforestation in southeastern Amazonia. *Restor Ecol* 28:1528–1540.
- Ascher JS, Pickering J (2014) Discover life bee species guide and world checklist (Hymenoptera: Apoidea: Anthophila). [http://www.discoverlife.org/mp/20qguide=Apoidea\\_species](http://www.discoverlife.org/mp/20qguide=Apoidea_species). Accessed 20 Dec 2020
- Bartón K (2016) Mumin: Multi-model inference. R package version 1.10.6. <https://cran.r-project.org/package=mumin>
- Bender DJ, Tischendorf L, Fahrig L (2003) Using patch isolation metrics to predict animal movement in binary landscapes. *Landsc Ecol* 18:17–39

- Bennett AB, Lovell S (2019) Landscape and local site variables differentially influence pollinators and pollination services in urban agricultural sites. *PLoS One* 14:e0212034
- Borges FLG, Oliveira MR, Almeida TC, Majer JD, Garcia LC (2021) Terrestrial invertebrates as bioindicators in restoration ecology: A global bibliometric survey. *Ecol Indic* 125:107458
- Brühl CA, Zaller JG (2019) Biodiversity decline as a consequence of an inappropriate environmental risk assessment of pesticides. *Front Environ Sci* 7: Article 177.
- Burnham KP, Anderson DR (2003) Model selection and multimodel inference. *Technometrics* 45:181–181
- Bush MB (2000) *Ecology of a changing planet*, 2nd ed, Upper Saddle River NJ: Prentice-Hall Inc
- Buschini M, Buss C (2010) Biologic aspects of different species of *Pachodynerus* (Hymenoptera; Vespidae; Eumeninae). *Brazilian J Biol* 70:623–629.
- Calmon M, Brancalion PHS, Paese A et al (2011) Emerging threats and opportunities for large-scale ecological restoration in the Atlantic forest of Brazil. *Restor Ecol* 19:154–158
- Campbell JW, Smithers C, Irvin A et al (2017) Trap nesting wasps and bees in agriculture: A comparison of sown wildflower and fallow plots in Florida. *Insects* 8:107
- Campbell AJ, Gigante Carvalheiro L, Gastauer M et al (2019) Pollinator restoration in Brazilian ecosystems relies on a small but phylogenetically-diverse set of plant families. *Sci Rep* 9:1–10.
- Cardoso P, Bartonb PS, Birkhoferc K, Chichorroa F, Deacond C et al (2020) Scientists' warning to humanity on insect extinctions. *Biol Conserv* 242:108426

- Cariveau DP, Bruninga-Socular B, Pardee GL (2020) A review of the challenges and opportunities for restoring animal-mediated pollination of native plants
- Cavalheiro AL, Torezan JMD, Fadeli L (2002) Recuperação de áreas degradadas: procurando por diversidade e funcionamento dos ecossistemas. In: Medri ME, Bianchini E, Shibatta OA, Pienta JA (eds) A bacia do rio Tibagi 1st ed, pp. 213–224
- Chao A, Gotelli NJ, Hsieh TC et al (2014) Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: A framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecol Monogr* 84:45–67
- Chapin FS, Zavaleta ES, Eviner VT et al (2000) Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405:234–242
- Coutinho JGE, Angel-Coca C, Boscolo D, Viana BF (2020) Heterogeneous agroecosystems support high diversity and abundance of trap-nesting bees and wasps among tropical crops. *Biotropica* 52:991–1004
- Dixon KW (2009) Pollination and restoration. *Science* 325:571–573
- Ebeling A, Klein AM, Weisser WW, Tschardtke T (2012) Multitrophic effects of experimental changes in plant diversity on cavity-nesting bees, wasps, and their parasitoids. *Oecologia* 169:453–465
- Fabian Y, Sandau N, Bruggisser OT et al (2014) Plant diversity in a nutshell: Testing for small-scale effects on trap nesting wild bees and wasps. *Ecosphere* 5(2): 8
- Flores LMA, Zanette LRS, Araujo FS (2018) Effects of habitat simplification on assemblages of cavity nesting bees and wasps in a semiarid neotropical conservation area. *Biodivers Conserv* 27:311–328
- Flores LMA, Zanette LRS, Boscolo D, Araújo FS (2019) Landscape structure effects on bee and wasp assemblages in a semiarid buffer zone. *Landsc Online* 76:1–17

- Fornoff F, Staab M, Zhu CD, Klein AM (2021) Multi-trophic communities re-establish with canopy cover and microclimate in a subtropical forest biodiversity experiment. *Oecologia* 196:289–301.
- French DD, Ludwig JA, Reynolds JF (1989) Statistical ecology: a primer on methods and computing. *J Appl Ecol* 26:1099
- Gomes AMS, Silva CI da, Cavalcante AM et al (2020) Bionomy and nesting behavior of the bee *Epanthidium tigrinum* (Schrottky, 1905) (Hymenoptera: Megachilidae) in trap-Nests. *Sociobiology* 67:247–255
- Gustafson EJ, Parker GR (1994) Using an index of habitat patch proximity for landscape design. *Landsc Urban Plan* 29:117–130
- Hadley AS, Betts MG (2012) The effects of landscape fragmentation on pollination dynamics: Absence of evidence not evidence of absence. *Biol Rev* 87:526–544
- Hagen M, Kissling WD, Rasmussen C et al (2012) Biodiversity, species interactions and ecological networks in a fragmented world. *Adv Ecol Res* 46:89–210
- Hendrickx F, Maelfait JP, Van Wingerden W et al (2007) How landscape structure, land-use intensity and habitat diversity affect components of total arthropod diversity in agricultural landscapes. *J Appl Ecol* 44:340–351
- Hipólito J, Boscolo D, Viana BF (2018) Landscape and crop management strategies to conserve pollination services and increase yields in tropical coffee farms. *Agric Ecosyst Environ* 256:218–225
- Holzschuh A, Steffan-Dewenter I, Tschardt T (2009) Grass strip corridors in agricultural landscapes enhance nest-site colonization by solitary wasps. *Ecol Appl* 19:123–132

- Holzschuh A, Steffan-Dewenter I, Tschardtke T (2010) How do landscape composition and configuration, organic farming and fallow strips affect the diversity of bees, wasps and their parasitoids? *J Anim Ecol* 79:491–500
- Jones ME, Davidson N (2016) Applying an animal-centric approach to improve ecological restoration. *Restor Ecol* 24:836–842
- Kennedy CM, Lonsdorf E, Neel MC et al (2013) A global quantitative synthesis of local and landscape effects on wild bee pollinators in agroecosystems. *Ecol Lett* 16:584–599
- Krewenka KM, Holzschuh A, Tschardtke T, Dormann CF (2011) Landscape elements as potential barriers and corridors for bees, wasps and parasitoids. *Biol Conserv* 144:1816–1825
- Krombein KV (1967) Trap nesting wasps and bees. Life histories, nests and associates. Washington, D.C. Smithsonian Institution Press
- Lamb D, Gilmour D (2003). Rehabilitation and restoration of degraded forests. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK and WWF, Gland, Switzerland
- Loyola RD, Martins RP (2011) Small-scale area effect on species richness and nesting occupancy of cavity-nesting bees and wasps. *Rev Bras Entomol* 55:69–74.
- Loyola RD, Martins RP (2008) Habitat structure components are effective predictors of trap-nesting Hymenoptera diversity. *Basic Appl Ecol* 9:735–742
- Matos MCB, Sousa-Souto L, Almeida RS, Teodoro AV (2013) Contrasting patterns of species richness and composition of solitary wasps and bees (Insecta: Hymenoptera) according to land-use. *Biotropica* 45:73–79
- Mendonça FA (2000) A tipologia climática: gênese, características e tendências. In Stipp NMF (ed) Macrozoneamento ambiental da bacia hidrográfica do rio Tibagi (PR). Londrina, Editora UEL, 21–62

- Mello BNS, Gaglianone MC (2019) Nesting biology of sympatric species of Megachilidae bees in a conservation area in Brazilian Atlantic Forest. *Sociobiology* 66:52–60
- Minchin PR (1987) Simulation of multidimensional community patterns: towards a comprehensive model. *Vegetatio* 71:145–156
- Montalvo AM, Williams SL, Rice KJ et al (1997) Restoration biology: A population biology perspective. *Restor. Ecol.* 5:277–290
- Morato EF, Campos LAO (2000) Efeitos da fragmentação florestal sobre vespas e abelhas solitárias em uma área da Amazônia Central. *Rev Bras Zool* 17:429–444
- Morato EF, Martins RP (2006) An overview of proximate factors affecting the nesting behavior of solitary wasps and bees (Hymenoptera: Aculeata) in preexisting cavities in wood. *Neotrop. Entomol.* 35:285–298
- Moskalenko A (2016) Bee forage mapping based on multispectral images Landsat 8. *Zemleustrij, kadastr i monitoring zemel'* 0:32–35
- Peipoch M, Brauns M, Hauer FR et al (2015) Ecological simplification: human influences on Riverscape Complexity. *Bioscience* 65:1057–1065
- Qgis Development Team (2021) Qgis Geographic Information System, Qgis Software, Qgis association. <https://www.qgis.org>
- R Core Team (2020) R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. <https://www.R-project.org/>
- Reis R Jr, Oliveira ML, Borges GRA (2015). Rt4Bio:R tools for biologists (RT4Bio). R package version 1.0.
- Rigueira DMG, Molinari ALM, Mariano DLS et al (2012) Influência da distância da borda e do adensamento foliar sobre a abundância de plantas pioneiras em um fragmento de

- floresta tropical submontana na estação ecológica de Wenceslau Guimarães (Bahia, Brasil). *Acta Bot Brasilica* 26:197–202
- Rocha-Filho LC, Rabelo LS, Augusto SC, Garófalo CA (2017) Cavity-nesting bees and wasps (Hymenoptera: Aculeata) in a semi-deciduous Atlantic forest fragment immersed in a matrix of agricultural land. *J Insect Conserv* 21:727–736.
- Rocha-Filho LC, Montagnana PC, Boscolo D, Garófalo CA (2020) Green patches among a grey patchwork: the importance of preserving natural habitats to harbour cavity-nesting bees and wasps (Hymenoptera) and their natural enemies in urban areas. *Biodivers Conserv* 29:2487–2514
- Sánchez-Bayo F, Wyckhuys KAG (2019) Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biol Conserv* 232:8–27
- Scervino RP, Torezan JMD (2015) Factors affecting the genesis of vegetation patches in anthropogenic pastures in the Atlantic forest domain in Brazil. *Plant Ecol Divers* 8:475–482
- Sexton AN, Benton S, Browning AC, Emery SM (2021) Reproductive patterns of solitary cavity-nesting bees responsive to both local and landscape factors. *Urban Ecosyst*.
- Silveira F. A. Monitoring Pollinating Wild Bees. In: Ruggiero, M; Buchamnn, S; Adams, L (2004) *The North American pollinator initiative*. Imprensa Universitária; Fortaleza, Ceará, Brazil. 73–76
- Sobreiro AI, Peres LLS, Boff S et al (2019) Continuous micro-environments associated orchid bees benefit from an Atlantic Forest remnant, Paraná State, Brazil. *Sociobiology* 66:293–305

- Staab M, Pufal G, Tschardt T, Klein AM (2018) Trap nests for bees and wasps to analyse trophic interactions in changing environments—A systematic overview and user guide. *Methods Ecol Evol* 9:2226–2239
- Steckel J, Westphal C, Peters MK et al (2014) Landscape composition and configuration differently affect trap-nesting bees, wasps and their antagonists. *Biol Conserv* 172:56–64
- Steffan-Dewenter I, Münzenberg U, Bürger C et al (2002) Scale-dependent effects of landscape context on three pollinator guilds. *Ecology* 83:1421–1432
- Steiner NC, Köhler W (2003) Effects of landscape patterns on species richness - A modelling approach. *Agric Ecosyst Environ* 98:353–361
- Suganuma MS, Assis GB, Durigan G (2014) Changes in plant species composition and functional traits along the successional trajectory of a restored patch of Atlantic forest. *Community Ecol* 15:27–36
- Sumner S, Law G, Cini A (2018) Why we love bees and hate wasps. *Ecol Entomol* 43:836–845
- Taki H, Kevan PG, Viana BF et al (2008) Artificial covering on trap nests improves the colonization of trap-nesting wasps. *J Appl Entomol* 132:225–229
- Tonietto RK, Larkin DJ (2018) Habitat restoration benefits wild bees: A meta-analysis. *J Appl Ecol* 55:582–590
- Torné-Noguera A, Arnan X, Rodrigo A, Bosch J (2020) Spatial variability of hosts, parasitoids and their interactions across a homogeneous landscape. *Ecol Evol* 10:3696–3705

- Tscharntke T, Gathmann A, Steffan-Dewenter I (1998) Bioindication using trap-nesting bees and wasps and their natural enemies: Community structure and interactions. *J Appl Ecol* 35:708–719
- Veddeler D, Schulze CH, Steffan-Dewenter I et al (2005) The contribution of tropical secondary forest fragments to the conservation of fruit-feeding butterflies: Effects of isolation and age. *Biodivers Conserv* 14:3577–3592
- Waltham NJ, Elliott M, Lee SY et al (2020) UN Decade on Ecosystem Restoration 2021-2030 what chance for success in restoring coastal ecosystems? *Front Mar Sci* 7:5
- Wilson RS, Leonhard SD, Burwell CJ, Fuller C, Smith TJ et al (2020) Landscape simplification modifies trap-nesting bee and wasp communities in the subtropics. *Insects* 11:853
- Winfree R (2010) The conservation and restoration of wild bees. *Ann N Y Acad Sci* 1195:169–197
- Zirbel CR, Grman E, Bassett T, Brudvig LA (2019) Landscape context explains ecosystem multifunctionality in restored grasslands better than plant diversity. *Ecology* 100 (4): e0263
- Zattara EE, Aizen MA (2021) Worldwide occurrence records suggest a global decline in bee species richness. *One Earth* 4, 114–123
- Zurbuchen A, Landert L, Klaiber J et al (2010) Maximum foraging ranges in solitary bees: only few individuals have the capability to cover long foraging distances. *Biol Conserv* 143:669–676

## 5 CONCLUSÃO GERAL

Os resultados apresentados em ambos os capítulos indicaram o sucesso das áreas reflorestadas avaliadas com relação ao reestabelecimento da comunidade de abelhas e vespas solitárias que nidificam em cavidades preexistentes e de seus inimigos naturais, indicando também o reestabelecimento de relações ecológicas como a de parasita-hospedeiro. As semelhanças na riqueza e composição entre populações de abelhas e vespas encontradas em reflorestamentos e remanescentes florestais próximos são indicativos de que os programas de restauração, após quase 20 anos da sua implantação, atualmente, apresentam condições climáticas e estruturais adequadas para a nidificação, principalmente do grupo das vespas caçadoras de aranhas (Pompilidae e Crabronidae) e de larvas de lepidópteros (Eumeninae), e de grupos de polinizadores como abelhas do gênero *Centris* e *Megachile*.

O reestabelecimento desses grupos de polinizadores e predadores é de extrema importância para a manutenção e sucesso de ambientes restaurados. Assim, destacamos a importância de remanescentes florestais pequenos para a preservação dessas comunidades, uma vez que ainda é morada de uma rica comunidade de abelhas e vespas solitárias. Ainda nesse sentido, podemos concluir que, áreas remanescentes como as avaliadas nesse estudo, podem servir de refúgios de uma fauna de abelhas e vespas solitárias que se mostraram capazes de colonizar áreas reflorestadas próximas aos remanescentes florestais.

Porém, apesar da semelhança nas características de implantação e manejo das áreas reflorestadas, nosso trabalho evidenciou que aspectos das paisagens que as circundam podem influenciar a nidificação de abelhas e vespas solitárias e seus inimigos naturais em ninhos-armadilha. O aumento da área de monocultura e a ausência de cobertura vegetal podem influenciar negativamente a nidificação de abelhas e vespas, restringindo, principalmente, grupos mais especializados de abelhas. Assim, concluímos que planos de restauração que

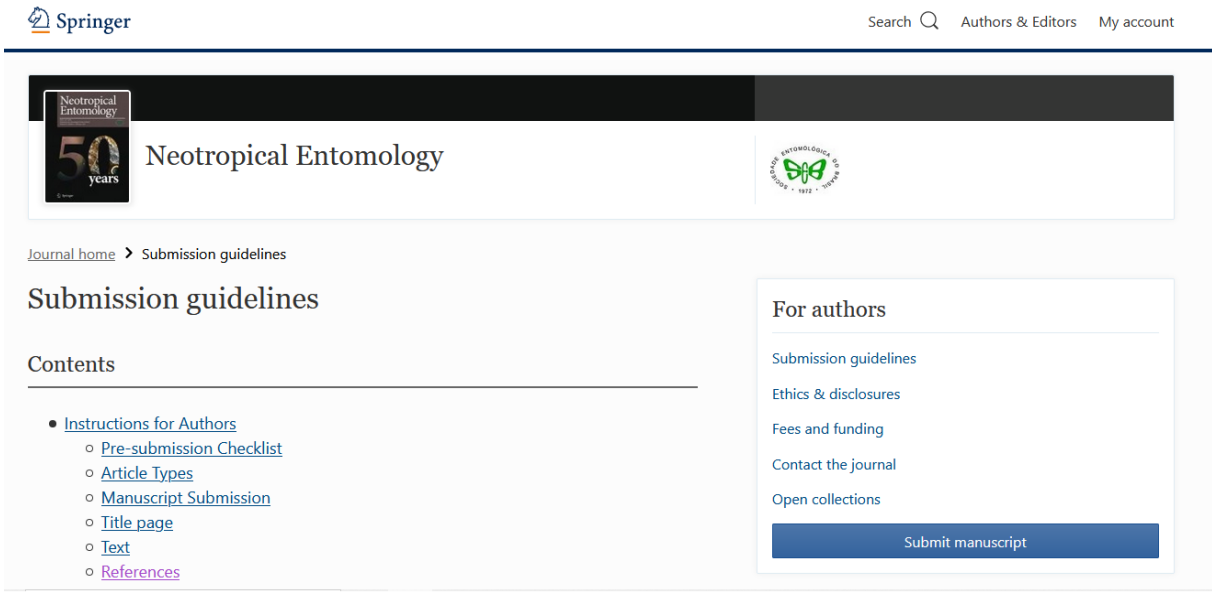
visem garantir o reestabelecimento de serviços ecológicos como polinização e predação de forma efetiva devem avaliar os efeitos das atividades humanas sobre as paisagens restauradas e buscar desenvolver ações que maximizem a qualidade e heterogeneidade das matrizes circundantes.

**ANEXOS**

## Anexo A

Normas de formatação do periódico “Neotropical Entomology”, Disponível em :

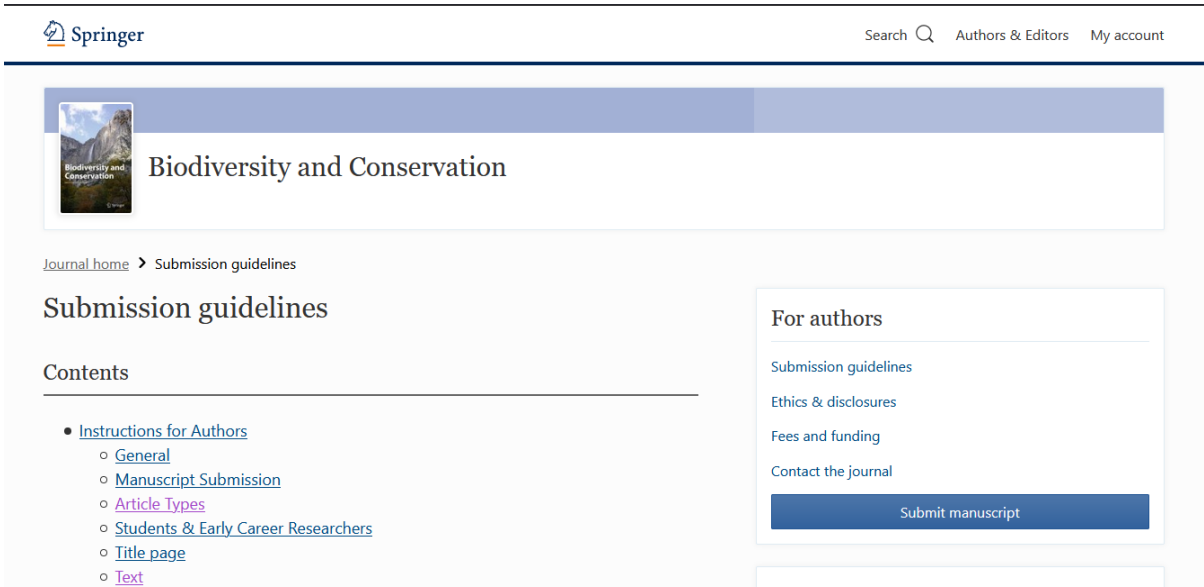
<https://www.springer.com/journal/13744/submission-guidelines>



The screenshot shows the Springer website interface for the journal "Neotropical Entomology". At the top, there is a navigation bar with the Springer logo, a search icon, and links for "Authors & Editors" and "My account". Below the navigation bar, the journal's name "Neotropical Entomology" is displayed alongside a 50th anniversary logo. The main content area is titled "Submission guidelines" and includes a breadcrumb trail: "Journal home > Submission guidelines". Under the "Contents" section, there is a list of links: "Instructions for Authors" (with sub-links for "Pre-submission Checklist", "Article Types", "Manuscript Submission", "Title page", "Text", and "References"). To the right, a "For authors" sidebar contains links for "Submission guidelines", "Ethics & disclosures", "Fees and funding", "Contact the journal", and "Open collections", along with a prominent "Submit manuscript" button.

Normas de formatação do periódico “Biodiversity and Conservation”. Disponível em:

<https://www.springer.com/journal/10531/submission-guidelines>



The screenshot shows the Springer website interface for the journal "Biodiversity and Conservation". At the top, there is a navigation bar with the Springer logo, a search icon, and links for "Authors & Editors" and "My account". Below the navigation bar, the journal's name "Biodiversity and Conservation" is displayed alongside a cover image. The main content area is titled "Submission guidelines" and includes a breadcrumb trail: "Journal home > Submission guidelines". Under the "Contents" section, there is a list of links: "Instructions for Authors" (with sub-links for "General", "Manuscript Submission", "Article Types", "Students & Early Career Researchers", "Title page", and "Text"). To the right, a "For authors" sidebar contains links for "Submission guidelines", "Ethics & disclosures", "Fees and funding", and "Contact the journal", along with a prominent "Submit manuscript" button.

ANEXO B. Status da submissão do artigo no periódico *Biodiversity and Conservation*

**Biodiversity and Conservation** Editorial Manager  
 HOME • LOGOUT • HELP • REGISTER • UPDATE MY INFORMATION • JOURNAL OVERVIEW  
 MAIN MENU • CONTACT US • SUBMIT A MANUSCRIPT • INSTRUCTIONS FOR AUTHORS • PRIVACY  
 Role: Author Username: shsofia

**Submissions Being Processed for Author Silvia Helena Sofia, Ph.D**

Page: 1 of 1 (1 total submissions) Display 10 results per page.

Action	Manuscript Number	Title	Initial Date Submitted	Status Date	Current Status
<a href="#">Action Links</a>	BIOC-D-21-00171	How do aspects of the agricultural landscape influence the community of solitary bees and wasps that nest in ecological restoration areas?	03 Mar 2021	01 Jun 2021	Reviewers Assigned

Page: 1 of 1 (1 total submissions) Display 10 results per page.

<< Author Main Menu