



UNIVERSIDADE  
ESTADUAL DE LONDRINA

---

ANDRÉ LUIZ GOBATTO

**COMUNIDADE DE ABELHAS E VESPAS SOLITÁRIAS QUE  
NIDIFICAM EM CAVIDADES PREEXISTENTES EM ÁREAS  
DE REFLORESTAMENTOS E REMANESCENTES  
FLORESTAIS NO NORTE DO PARANÁ**

ANDRÉ LUIZ GOBATTO

**COMUNIDADE DE ABELHAS E VESPAS SOLITÁRIAS QUE  
NIDIFICAM EM CAVIDADES PREEXISTENTES EM ÁREAS  
DE REFLORESTAMENTOS E REMANESCENTES  
FLORESTAIS NO NORTE DO PARANÁ**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina, como requisito para obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas (Área de Concentração: Biodiversidade e Conservação de Habitats Fragmentados)

Orientadora: Prof<sup>a</sup>. Dra. Silvia Helena Sofia.

Londrina  
2017

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

Gobatto, André Luiz.

COMUNIDADE DE ABELHAS E VESPAS SOLITÁRIAS QUE NIDIFICAM EM CAVIDADES PREEXISTENTES EM ÁREAS DE REFLORESTAMENTOS E REMANESCENTES FLORESTAIS NO NORTE DO PARANÁ/ André Luiz Gobatto. - Londrina, 2017.  
86 f.

Orientador: Silvia Helena Sofia.

Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual de Londrina, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, 2017. Inclui bibliografia.

1. Ninhos-Armadilha - Tese. 2. Restauração - Tese. 3. Apoidea - Tese. 4. Vespoidea Tese. I. Sofia, Silvia Helena . II. Universidade Estadual de Londrina. Centro de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas. III. Título.

ANDRÉ LUIZ GOBATTO

**COMUNIDADE DE ABELHAS E VESPAS SOLITÁRIAS QUE  
NIDIFICAM EM CAVIDADES PREEXISTENTES EM ÁREAS DE  
REFLORESTAMENTOS E REMANESCENTES FLORESTAIS NO  
NORTE DO PARANÁ**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina, como requisito para obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas (Área de Concentração: Biodiversidade e Conservação de Habitats Fragmentados)

**BANCA EXAMINADORA**

---

Orientadora: Prof<sup>a</sup>. Dra. Sílvia Helena Sofia  
Universidade Estadual de Londrina - UEL

---

Prof. Dr Carlos Eduardo de Alvarenga Júlio  
Universidade Estadual de Londrina - UEL

---

Dr. Douglas Caldeira Giangarelli  
Universidade Estadual de Londrina - UEL

Londrina, 24 de fevereiro de 2017



201511510184

**CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS**

**ATA DE DEFESA DE DISSERTAÇÃO**

Aos 24 dias do mês de fevereiro do ano de 2017, na sala CCB S/10 desta Universidade, às 14:00 horas, reuniu-se a Banca Examinadora homologada pelo Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, composta por **Dr<sup>a</sup>. Silvia Helena Sofia, Dr. Carlos Eduardo de Alvarenga Julio e Dr. Douglas Caldeira Giangarelli**. A reunião teve por objetivo julgar o trabalho do estudante **André Luiz Gobatto** sob o título "**Comunidade de abelhas e vespas solitárias que nidificam em cavidades preexistentes em áreas de reflorestamentos e remanescentes florestais no norte do Paraná**". Os trabalhos foram abertos pela professora Dr<sup>a</sup>. Silvia Helena Sofia. A seguir, foi dada a palavra ao estudante para apresentação do trabalho, no tempo de 43 minutos. Cada examinador arguiu o Mestrando, com tempos iguais de arguição e resposta. Terminadas as arguições, procedeu-se o julgamento do trabalho, concluindo a Banca Examinadora por sua APROVAÇÃO. Completando assim as exigências regimentais para a obtenção de título de Mestre em Ciências Biológicas – Área de Concentração "Biodiversidade e conservação em habitats fragmentados". Nada mais havendo a tratar, foi lavrada a presente ata, que vai assinada pelos membros da Banca Examinadora.

**Presidente:**

Dr<sup>a</sup>. Silvia Helena Sofia

**Titulares:**

Dr. Carlos Eduardo de Alvarenga Julio

Dr. Douglas Caldeira Giangarelli

O(A) estudante deverá reformular o trabalho conforme estabelecido no Artigo 55 do Regulamento dos Programas de Pós-Graduação Stricto sensu, no prazo de 30 (trinta) dias:  Sim ( ) Não.

Se houver alteração no título do trabalho, favor informar abaixo:

---

---

---

Londrina, 24 de fevereiro de 2017.

## **A Vida**

(Olavo Bilac)

Na água do rio que procura o mar;  
No mar sem fim; na luz que nos encanta;  
Na montanha que aos ares se levanta;  
No céu sem raias que deslumbra o olhar;  
No astro maior, na mais humilde planta;  
Na voz do vento, no clarão solar;  
No inseto vil, no tronco secular,  
— A vida universal palpita e canta!  
Vive até, no seu sono, a pedra bruta...  
Tudo vive! E, alta noite, na mudez  
De tudo, — essa harmonia que se escuta  
Correndo os ares, na amplidão perdida,  
Essa música doce, é a voz, talvez,  
Da alma de tudo, celebrando a Vida!

## **AGRADECIMENTOS**

Primeiramente, gostaria de fazer um agradecimento especial a todos os meus antepassados, que de certa forma, lutaram, resistiram e deram a vida para que eu hoje possa ter concluído esse trabalho. Portanto, obrigado ancestrais pelas imensas bênçãos materiais e espirituais que me têm proporcionado. Aceitem esse singelo ato, como forma de gratidão.

Agradeço aos meus pais, Maria Luzia F. B. Gobatto e Luiz Cezar Gobatto, por sua dedicação e apoio incondicional.

À minha querida companheira Maiara C. Gonçalves, pela amizade, companheirismo, carinho e amor, por esses 7 anos que está ao meu lado compartilhando sua serenidade e sabedoria. Sem sua ajuda e amparo esse trabalho nunca teria acontecido.

À minha orientadora professora Dra. Silvia Helena Sofia por abrir as portas do laboratório e depositar total confiança em mim e no meu trabalho. Agradeço pela paciência e disposição em ajudar a resolver as adversidades e por compartilhar seus conhecimentos.

À professora Dra. Fátima R. N Knoll, pelos 5 anos de orientação durante a graduação, onde me ajudou imensamente não só no âmbito acadêmico mais também na vida pessoal e abriu meus olhos e coração para o maravilhoso mundo das abelhas nativas. Além disso por ter cedido suas aulas para que eu cumprisse meu estagio de docência.

À Dra. Renata da Rosa e ao Dr. Carlos Roberto Maximiano da Silva por disponibilizar seu tempo para participar da banca de qualificação, pela gentileza com que me trataram e pelas correções, considerações e apontamentos que colaboraram muito com o trabalho.

Agradeço aos professores da banca de defesa Drs. Douglas Caldeira Giangarelli e Carlos Eduardo de Alvarenga Júlio, por disponibilizar o seu tempo e conhecimento para a melhoria desse trabalho.

Agradeço ao professor Dr. José Marcelo Torezan por ter disponibilizados as áreas para estudo e pelo auxílio para o desenvolvimento do projeto, sempre estando disposto a ajudar com as nossas dúvidas e problemas de logísticas do trabalho.

Aos Técnicos Norival (LABRE – UEL) e Robson (LAGEA – UEL), pela imensa ajuda na confecção e instalação das armadilhas; e pelas conversas e conhecimentos compartilhados.

À Patrícia Nakayama Miranda, que além de contribuir muito com a minha evolução acadêmica e profissional, se tornou uma grande amiga, descontraindo e amenizando o peso da pressão acadêmica.

Ao pessoal do Laboratório de Entomologia Sistemática da UEL, Maílson, Rafael, Bia, Tietê e Cunhado pelas caronas ao campo e pela ajuda, sem elas o trabalho não poderia ser efetuado. Além disso agradeço pelas conversas e conhecimento compartilhado que foi imprescindível para o meu desenvolvimento intelectual, pela amizade e momentos de descontração.

A todos do LAGEA 1 e 2 que me acolheram e de alguma forma colaboraram em todas as fases do projeto.

Ainda à Natália Uemura, Douglas Giangarelli, Thales Lizarelli, Rafael Ono, Eliza Tanaka e Pablo Kruger pelas imprescindíveis ajudas no campo, para buscar bambu, na confecção das armadilhas, enrolando canudinho, cortando bambu e pelos momentos de aprendizagem e descontração no laboratório.

Agradeço a Nanna e Manu pela amizade e por terem me acolhido em seu lar. A descontração e felicidade do nosso lar contribuiu muito com a minha sanidade mental na fase final do trabalho.

Agradeço ao CNPq pela bolsa concedida, sem o qual não seria possível a realização dessa dissertação.

Agradeço a UEL e ao Departamento de Biologia Animal e Vegetal por oferecer estrutura física e veículos necessária para o desenvolvimento deste trabalho.

Agradeço também a secretária da Pós-graduação Rosana de Paula, pela atenção, disposição e gentileza que sempre tratou os meus diversos assuntos, dúvidas e problemas.

A todos meus sinceros agradecimentos

GOBOTTO, André Luiz. **Comunidade de abelhas e vespas solitárias que nidificam em cavidades preexistentes em áreas de reflorestamentos e remanescentes florestais no norte do Paraná.** 2017. 86 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2017.

## RESUMO

Este estudo avaliou a comunidade de abelhas e vespas que nidificam em cavidades preexistentes e seus inimigos naturais, coletadas com ninho armadilha em quatro fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual e quatro áreas de reflorestamento próximas, localizadas no norte do Paraná, durante o período de agosto de 2015 a agosto de 2016. Com o objetivo principal, avaliar se as áreas reflorestadas estão tendo sucesso no reestabelecimento da fauna deste grupo de Hymenopteras. Foi coletado um total de 502 ninhos sendo 73 de abelhas, 399 de vespas e 30 não identificados, desses emergiram um total de 26 espécies de abelhas e vespas nidificantes e 20 espécies de inimigos naturais. As espécies de vespas mais abundantes em número de ninhos foram, *Pachodynerus grandis* Willink & Roing-Alsina 1998 (175 ninhos, 34,86 %), *Auplopus* sp 1 (82 ninhos, 16,33 %) e *Trypoxylon* (*Trypoxylon*) sp 1(29 ninhos, 5,77 %). E as espécies de abelhas que mais fundaram ninhos foram *Centris* (*Heterocentris*)  *analis* (Fabricius, 1804) (15 ninhos, 2,98 %), *Tetrapedia* sp (13 ninhos, 2,58 %) e *Carloticola* sp (11 ninhos, 2,19 %). A maior abundância de ninhos de abelhas e vespas, em conjunto, foi em áreas de reflorestamento, porém, as abelhas foram as únicas que separadamente, indicaram diferenças significativa, apresentando maior abundância de ninhos em áreas de vegetação nativa. A riqueza e diversidade de abelhas e vespas entre os ambientes foram semelhantes, indicando que a maior parte das áreas de restauração avaliadas propiciam condições para o restabelecimento da guilda em estudo. Dessa maneira o grupo de insetos inventariado pode servir como medida para a avaliação do sucesso de áreas em recuperação, além de apresentar potencial para manejo em áreas de reflorestamento.

**Palavras-chave:** Ninhos-Armadilha. Restauração. Floresta Estacional Semidecidual. Apoidea. Vespidae

GOBOTTO, André Luiz. **Community of bees and solitary wasps that nest in preexisting cavities in areas of reforestation and forest remnants in northern Paraná.** 2017. 86 p. Dissertation (Master's Degree in Biological Sciences) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2017.

### ABSTRACT

This study evaluated a Community of bees and wasps that nest in preexisting cavities and their natural enemies, collected with trap-nest in four fragments of Seasonal Semideciduous Forest and four nearby reforestation areas located in the north of Paraná, during the period from August 2015 to August 2016. With the main objective to evaluate if the reforested areas are succeeding in the reestablishment of the fauna of this group of Hymenoptera. A total of 502 nests were collected, including 73 of bees, 399 of wasps and 30 unidentified nests, of which a total of 26 species of bees and nesting wasps and 20 species of natural enemies emerged. The species of wasps most abundant in number of nests were, *Pachodynerus grandis* Willink & Roing-Alsina 1998 (175 ninhos, 34,86 %), *Auplopus* sp 1 (82 ninhos, 16,33 %) e *Trypoxylon* (*Trypoxylon*) sp 1 (29 ninhos, 5,77 %). And the species of bees that most founded nests were *Centris* (*Heterocentris*)  *analis* (Fabricius, 1804) (15 ninhos, 2,98 %), *Tetrapedia* sp (13 ninhos, 2,58 %) e *Carloticola* sp (11 ninhos, 2,19 %). The highest abundance of nests of bees and wasps, together, was in reforestation areas; however, bees were the only ones that separately, indicated significant differences, presenting greater abundance of nests in areas of native vegetation. The richness and diversity of bees and wasps among the environments were similar, indicating that most of the restoration areas evaluated are providing conditions for the restoration of the guild under study. In this way, the inventoried group of insects can serve as a measure for the evaluation of the success of areas in recovery, in addition to presenting potential for management in reforestation areas.

**Keywords:** Trap-nests. Restoration. Seasonal Semideciduous Forest. Apoidea. Vespoidea.

## ÍNDICE DE TABELAS

- Tabela 1.** Informações gerais das quatro áreas de estudo. ....44
- Tabela 2.** Abundância de ninhos fundados e abundância total de indivíduos das espécies de abelhas e vespas coletadas nos diferentes sítios de amostragem e diferentes ambientes (Remanescentes de FES e reflorestamentos). n/a = Abundância de ninhos/ Abundância de indivíduos; A = Alvorada; B = Congonhas; C = Santo Antônio; D = PEMG; n= Abundância de ninhos; a = Abundância de indivíduos coletados nos ninhos, emergidos ou não emergidos; T n = Total de ninhos; T Ab = Total de indivíduos coletados; Em. = Número de indivíduos emergidos coletados; N Em. = Número de indivíduos não emergidos coletados (incluindo pupas e larvas).....53
- Tabela 3.** Abundância de inimigos naturais encontrados em ninhos-armadilha de abelhas e vespas coletados nos remanescentes de FES e áreas de reflorestamento, nos quatro sítios de amostragem localizados no norte do Paraná. A = Alvorada; B = Congonhas; C = Santo Antônio; D = PEMG; N In = Número de indivíduos coletados emergidos ou não; N np = Número de ninhos parasitados; N sp = Número de espécies hospedeiras parasitadas. ....57
- Tabela 4.** Frequência e dominância das espécies de vespas e abelhas amostradas com ninhos-armadilha no decorrer de um ano em áreas de Remanescentes de FES e Reflorestamentos adjacentes: Nn = Número de ninhos Categorias FO = frequência de ocorrência (pf= pouco-frequente, f= frequente e mf= muito frequente), D = dominância (d= dominante, a= acessória e oc= ocasional) e Ct = Categoria (c = espécie comum, i = intermediária e r = rara). ....63
- Tabela 5.** Estimadores de riqueza não paramétricos e índices de diversidade da guilda de abelhas e vespas coletados de agosto de 2015 a agosto de 2016 no norte do Paraná, separadas por tratamentos e sítios de amostragem. A = Fazenda Alvorada; B = Fazenda Congonhas, C = Fazenda Santo Antônio; D = PEMG; Total = Total de ninhos amostrados por espécie e tratamento; Singletons = Espécies com apenas um indivíduo na amostra; Doubletons =

Espécies com apenas dois indivíduos na amostra; Unicas =  
Espécies que ocorrem em uma única amostra; Duplicatas =  
Espécies que ocorrem em apenas duas amostras; Chao 1, Jack 1,  
Jack 2, Bootstrap = Estimadores de riqueza não paramétricos. ....64

## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Tipos florestais da Mata Atlântica e ecossistemas associados (Fonte:(Fundação SOS Mata Atlântica & INPE, 2016)).....	18
<b>Figura 2.</b> Localização dos sítios de amostragem e seus respectivos fragmentos florestais e reflorestamentos.....	44
<b>Figura 3.</b> Climograma do município de Londrina, PR no período de coleta (agosto de 2015 a agosto de 2016). PREC. = Precipitação acumulada mensal (mm); UR. MED = Média da umidade relativa mensal (%); T. MED = Média da temperatura mensal (°C). .....	45
<b>Figura 4.</b> Fragmentos e Reflorestamentos (indicados com a seta vermelha) localizados em propriedades privadas no norte do Paraná: (A) Fazenda Alvorada; (B) Fazenda Congonhas; (C) Fazenda Santo Antônio. ....	47
<b>Figura 5.</b> Plataforma e conjunto de ninhos armadilha. ....	48
<b>Figura 6.</b> Abundância de ninhos e indivíduos de abelhas e vespas coletados nos quatro sítios de amostragem no norte do Paraná.....	54
<b>Figura 7.</b> Ranking de espécies por log da abundância total de ninhos coletados ao longo de um ano (agosto de 2015 a agosto de 2016) em quatro sítios de amostragem localizados no norte do Paraná. ....	55
<b>Figura 8.</b> Boxplot do total de ninhos coletados em remanescentes florestais (Rem) de Floresta Estacional Semidecidual e em áreas de reflorestamentos (Ref), para os quatro sítios de amostragens do presente trabalho.....	58
<b>Figura 9.</b> Número de ninhos das diferentes famílias de abelhas e vespas coletados nos quatro sítios de amostragem no norte do Paraná separados por tratamento (Remanescentes florestais e Reflorestamentos). ....	58
<b>Figura 10.</b> Densidade relativa de ninhos fundados pelas diferentes espécies ordenadas por tratamento nas áreas de amostragem (F.Al = Alvorada; F.Co = Congonhas; F.Sa = Santo Antônio; PEMG = Parque Estadual “Mata dos Godoy”) e ambientes (Remanescentes e Reflorestamentos). ....	59

<b>Figura 11.</b> Rankings de espécies por log da abundância de ninhos de espécies de abelhas e vespas que nidificaram em áreas de reflorestamento e Remanescentes de FES situados no norte do Paraná. * = Espécies de abelhas. ....	61
<b>Figura 12.</b> Curvas de rarefação e extrapolação da riqueza estimadas para a guilda de abelhas e vespas que nidificaram em ninhos-armadilha em função da abundância de ninhos em remanescentes florestais (Rem) e áreas de reflorestamento (Ref), localizadas no norte do Paraná e amostradas no período de agosto de 2015 a agosto de 2016. ....	65
<b>Figura 13.</b> Curvas de rarefação e extrapolação da riqueza, plotadas em função da abundância de ninhos de abelhas e vespas que nidificaram em ninhos-armadilha nos quatro sítios de amostragem. Nos quatro sítios estão representadas curvas estimadas para as guildas deste grupo de insetos amostrados em áreas de reflorestamento (Ref) e fragmentos florestais remanescentes de FES (Rem), no período de agosto de 2015 a agosto de 2016.....	66
<b>Figura 14.</b> Escalonamento multidimensional não métrico (nMDS), baseado na matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis para abundância relativa de indivíduos de abelhas, vespas e seus inimigos naturais associados (exceto espécies mais abundantes <i>P. gradis</i> e <i>Melittobia</i> sp.) coletadas em remanescentes florestais e áreas de reflorestamento nos quatro sítios de amostragem, localizados no norte do Paraná.....	67

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO GERAL</b> .....	<b>15</b>
<b>2</b>	<b>REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	<b>17</b>
<b>2.1</b>	<b>Mata Atlântica: Caracterização</b> .....	<b>17</b>
<b>2.1.1</b>	<b>Caraterísticas Fisionômicas Ecológicas</b> .....	<b>17</b>
<b>2.1.2</b>	<b>Desmatamento</b> .....	<b>19</b>
<b>2.2</b>	<b>Restauração ecológica</b> .....	<b>22</b>
<b>2.2.1</b>	<b>Polinização</b> .....	<b>25</b>
<b>2.3</b>	<b>Abelhas e vespas solitárias que nidificam em cavidades preexistentes</b> .....	<b>26</b>
<b>2.4</b>	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	<b>30</b>
<b>3</b>	<b>OBJETIVO GERAL</b> .....	<b>38</b>
<b>3.1</b>	<b>OBJETIVOS ESPECÍFICOS</b> .....	<b>38</b>
	<b>ARTIGO</b> .....	<b>39</b>
<b>4</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	<b>41</b>
<b>5</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	<b>43</b>
<b>5.1</b>	<b>Áreas de estudo</b> .....	<b>43</b>
<b>5.1.1</b>	<b>Parque Estadual “Mata dos Godoy” (PEMG)</b> .....	<b>45</b>
<b>5.1.2</b>	<b>Sítios Pertencentes ao Reservatório de Capivara</b> .....	<b>46</b>
<b>5.2</b>	<b>Metodologia</b> .....	<b>48</b>
<b>5.3</b>	<b>Análise de dados</b> .....	<b>50</b>
<b>6</b>	<b>RESULTADOS</b> .....	<b>52</b>
<b>6.1</b>	<b>Comparação entre reflorestamento e remanescentes</b> .....	<b>57</b>
<b>6.2</b>	<b>Riqueza, similaridade e diversidade da guilda</b> .....	<b>62</b>
<b>7</b>	<b>DISCUSSÃO</b> .....	<b>67</b>
<b>7.1</b>	<b>Abundância de indivíduos de inimigos naturais</b> .....	<b>77</b>

<b>8</b>	<b>CONCLUSÃO.....</b>	<b>79</b>
<b>9</b>	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>80</b>

## 1 INTRODUÇÃO GERAL

O crescimento acelerado e a dispersão espacial desorganizada das atividades humanas provocam um grande impacto às paisagens tropicais. No caso particular da Mata Atlântica, considerada uma das florestas mais ameaçadas do planeta, praticamente não há mais extensas áreas protegidas (> 1.000 km<sup>2</sup>) do bioma nativo (Laurance & Vasconcelos, 2009).

O que restou forma um conjunto de fragmentos florestais, em diferentes estados de conservação que continuam a ser explorados com a extração de madeira, caças ilegais, além da invasão de espécies exóticas e extração de outros produtos vegetais (Tabarelli *et al.*, 2004; Ribeiro *et al.*, 2009). De fato, a perda exponencial de habitats e excepcional concentração de espécies endêmicas torna a Mata Atlântica prioritária para desenvolvimento de ações e projetos direcionados para a sua conservação e restauração (Myers *et al.*, 2000).

Diversas iniciativas no mundo, têm sido realizadas na tentativa de restaurar ou recuperar áreas de florestas degradadas, visando o reestabelecimento da biodiversidade destas áreas e das interações ecológicas essenciais ao funcionamento dos ecossistemas (Calmon *et al.*, 2011).

Paralelamente à avaliação do restabelecimento da vegetação em áreas reflorestadas, diversos autores têm enfatizado a importância de também se avaliar o reestabelecimento da fauna e das interações ecológicas, para que se possa ter uma ideia mais concreta sobre o sucesso dos ecossistemas em recuperação (Forup & Memmott, 2005; Ruiz-Jaen & Mitchell Aide, 2005; Seavy *et al.*, 2009).

Os insetos, em particular, por participarem de diversas interações ecológicas, têm constituído um grupo de interesse para tal finalidade neste tipo de avaliação (Williams, 2011). Essas interações podem ser muito favoráveis para o contexto de restauração de áreas degradadas a dispersão de sementes e polinização, por exemplo, são mecanismos essenciais para a manutenção e estabilidade das dinâmicas ecossistêmicas (Campos *et al.*, 2012). Cita-se ainda a indiscutível importância do grupo na polinização das angiospermas (Gullan *et al.*, 2007).

Particularmente, no caso de ecossistemas tropicais onde 90% da polinização é feita por animais (Schlindwein, 2000), o papel desempenhado pelos insetos é determinante na manutenção da diversidade das florestas.

Dentre os insetos, as abelhas constituem, seguramente, o principal grupo de polinizadores das angiospermas na maioria das comunidades vegetais do planeta

(Neff & Simpson, 1993). Sua presença no processo de polinização de áreas em recuperação bem-sucedidas é essencial desde estágios iniciais e ao longo do tempo para a persistência das comunidades de plantas (Montalvo *et al.*, 1997; Williams, 2011).

As vespas constituem outro grupo de Hymenoptera interessante em abordagens voltadas ao reestabelecimento da fauna e de interações biológicas. Embora, assim como as abelhas, as vespas atuem como polinizadores das angiospermas, o principal papel ecológico destes insetos é de predador de outros artrópodes (Morato & Martins, 2006), incluindo diversos grupos de insetos herbívoros. Alguns grupos de vespas, ainda, estão relacionados positivamente com a ação antrópica, sendo encontrados com maior frequência e abundância em áreas que sofreram alterações ambientais (Morato & Campos, 2000; Holzschuh *et al.*, 2009, 2010; Teixeira, 2011).

Esses organismos sensíveis às alterações do habitat, podem fornecer informações importantes para a conservação efetiva e o uso sustentável dos recursos, servindo como bioindicadores das alterações ambientais causadas na biodiversidade como um todo (Araújo, 2015).

Atualmente, diversas técnicas disponíveis na literatura podem ser utilizadas para avaliar o restabelecimento da fauna destes dois grupos de insetos e suas interações ecológicas em áreas que estejam em processo de recuperação (Krug & Alves-dos-Santos, 2008; Araújo, 2015). Dentre as metodologias disponíveis e que são de fácil aplicação, destaca-se a técnica de amostragem por meio de ninhos-armadilha, que são usados por espécies de abelhas e vespas solitárias que nidificam em cavidades preexistentes (Tschardtke *et al.*, 1998).

Este método tem se demonstrado eficiente para obtenção de levantamentos, é relativamente simples e permite réplicas espaciais e temporais padronizadas com números e tipos de armadilha semelhantes, que permite a avaliação da abundância, diversidade, biologia das espécies, seus inimigos naturais, estrutura do ninho e recursos coletados (Camillo *et al.*, 1995; Peruquetti & Campos, 1997; Garófalo, 2000; Aguiar & Martins, 2002; Buschini, 2006; Alves-dos-Santos *et al.*, 2007; Pereira & Garófalo, 2010).

Além disso, alguns estudos têm inferido utilizar ninhos armadilha como técnica de manejo para incrementar a polinização de diversas culturas agrícolas, disponibilizando locais de nidificação para aumentar as populações no local (Roubik,

1995; Sampson & Cane, 2000; Garófalo *et al.*, 2004).

Dessa forma, investigações envolvendo abelhas e vespas que nidificam em cavidades preexistentes tornam-se particularmente relevante em avaliações de áreas de florestas em restauração.

## **2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

### **2.1 Mata Atlântica: Caracterização**

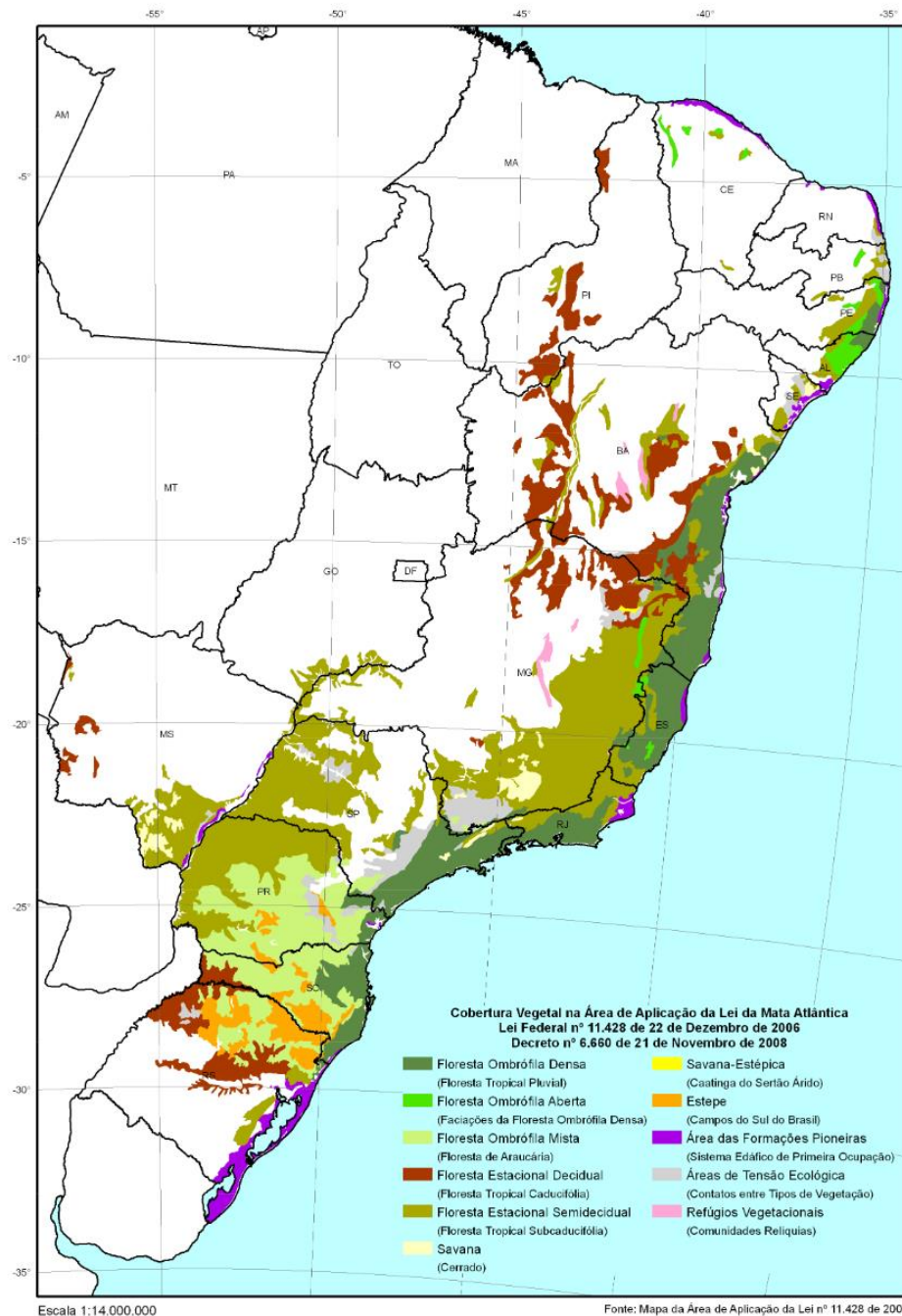
Estima-se que a Floresta Atlântica já ocupou cerca de 12 a 15% do território brasileiro, estendendo-se de forma contínua na maior parte do seu território, ao longo da costa litorânea do Estado do Rio Grande do Norte até o Rio Grande do Sul, adentrando o leste do Paraguai e nordeste da Argentina, perfazendo mais de 1,5 milhões de km<sup>2</sup> e no território nacional por volta de 1.360.000 km<sup>2</sup> (Galindo-Leal & Câmara, 2003).

Atualmente distribui-se por mais de 3300 km ao longo da costa, abrangendo áreas tropicais e subtropicais da América do Sul (de 3°S a 30°S), se estendendo pela região costeira e adentrando ao continente podendo chegar a altitudes próximas de 2.900 metros (Mantovani, 2003)

Com clima equatorial ao norte e quente temperado sempre úmido ao sul, é caracterizada por temperaturas e umidades relativas do ar altas, precipitações abundantes, intensa luminosidade e em algumas áreas nebulosidade frequente, principalmente em áreas elevadas. Essas condições culminam em um gradiente ambiental bastante heterogêneo com diferentes condições geográficas e climáticas, que segundo alguns autores, faz com que o bioma apresente diversos tipos de formações vegetais associadas à essas mudanças na altitude e na diferença entre ambientes insulares e costeiros (Ribeiro *et al.*, 2009; Fundação SOS Mata Atlântica & INPE, 2016).

#### **2.1.1 Características Fisionômicas Ecológicas**

Os principais tipos florestais que em conjunto constituem o bioma da Mata Atlântica são: Floresta Ombrófila Densa, Ombrófila Mista, Ombrófila Aberta, Estacional Semidecidual, Estacional Decidual, além de ecossistemas associados como as restingas, manguezais, várzeas e campos de altitude (Figura 1) (FONTE: SOS Mata Atlântica & INPE, 2016).



**Figura 1.** Tipos florestais da Mata Atlântica e ecossistemas associados (Fonte:(Fundação SOS Mata Atlântica & INPE, 2016))

A Floresta Ombrófila Densa tem como característica principal elevados valores de temperaturas e precipitações, bem distribuídos durante o ano, com predomínio de espécies arbóreas que formam um dossel de até 15 metros. A vegetação arbustiva é densa e composta de samambaias e bromélias, lianas e epífitas também são encontradas com abundância (IBGE, 2012)

O elemento que caracteriza a Floresta Ombrófila Mista é a presença da espécie *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze, conhecida popularmente como pinheiro-do-paraná. Esta integra o dossel deste tipo de formação que também apresenta o sub-bosque denso. Esse tipo florestal está situado nos planaltos dos Estados da Região Sul e nos maciços descontínuos de São Paulo e Rio de Janeiro (Serras de Paranapiacaba, Mantiqueira e Bocaina).

A Floresta Ombrófila Aberta apresenta-se como uma variação da Floresta Ombrófila Densa, vegetação menos densa tal qual seu nome designa, possuindo espécies de palmeiras e cipós em sua composição e gradientes climáticos com mais de 60 dias secos por ano (IBGE, 2012).

A Floresta Estacional Semidecidual é definida segundo a semideciduidade da folhagem da cobertura florestal (com queda de 20% a 50%), decorrente do clima estacional, que é acentuadamente seco no inverno com intensas chuvas no verão, em regiões tropicais (IBGE, 2012).

Já em zona subtropical não há estiagem de chuvas durante o ano, a queda parcial de folhas ocorre devido as temperaturas muito baixas durante o inverno, com médias mensais inferiores a 15°C, gerando uma pausa no desenvolvimento fisiológico do vegetal. Em geral nas áreas tropicais, os mesofanerófitos revestem os solos arenenitos, distróficos e em áreas subtropicais, macrofanerófitos recobrem solos basálticos eutróficos (IBGE, 2012).

A Floresta Estacional Decidual pode ser caracterizada devido suas duas estações climáticas bem demarcadas, com chuvas no verão e longos períodos de seca no inverno. Está distribuída por diferentes quadrantes do País e seu estrato arbóreo apresenta mais de 50% dos indivíduos caducifolios (que derrubam folhas durante os períodos desfavoráveis). Seu dossel alcança 20 a 30 m e é frequente a ocorrência de epífitas, samambaias e lianas, principalmente em locais mais úmidos (IBGE, 2012).

### **2.1.2 Desmatamento**

O uso e ocupação da terra decorrentes do avanço da urbanização são os principais fatores de desmatamento e fragmentação desta vegetação. Após 500 anos de ocupação esse bioma foi reduzido por volta de 7 a 10% de sua cobertura original e apenas 2% ou menos foi protegido em forma de unidades de conservação através de Parques Nacionais e Reservas Biológicas (Coimbra-Filho, 1996; Ribeiro

*et al.*, 2009), totalizando em 131 unidades de conservação federais, 443 estaduais, 14 municipais e 124 privadas distribuídas por dezesseis Estados do Brasil (Fundação SOS Mata Atlântica & INPE, 2003; Ribeiro *et al.*, 2009).

Em decorrência desta ocupação histórica na costa brasileira, áreas recobertas por florestas no passado, atualmente abrigam o maior contingente populacional brasileiro, por volta de 70% da população, sendo que grande parte das capitais como São Paulo, Rio de Janeiro, Curitiba, Salvador, encontra-se nessa região, além de grandes polos industriais e agrícolas (Ribeiro *et al.*, 2009).

O crescimento acelerado das atividades humanas e a dispersão espacial desorganizada acarretam um alto impacto às paisagens tropicais. A expansão e consolidação das fronteiras agrícolas modificaram a paisagens naturais de maneira intensa e em grande escala, encurralando os fragmentos florestais remanescentes dentro de propriedades privadas, estes tendem a ser muito pequenos limitando-se a terras economicamente improdutivas gradualmente incorporadas a uma matriz dominada por pastos e plantações (Ribeiro *et al.*, 2009).

Praticamente não há grandes fragmentos protegidos na Mata Atlântica (> 1.000 km<sup>2</sup>), formando entre os pequenos e médios remanescentes restantes um conjunto de fragmentos florestais que apresentam diferentes estados de conservação (Laurance & Vasconcelos, 2009). Oito décimos destes fragmentos sobreviventes são muito pequenos (menos de 0,5 km<sup>2</sup> de área) e isolados, sendo assim, altamente vulneráveis (Morellato & Haddad, 2000; Ribeiro *et al.*, 2009; Fundação SOS Mata Atlântica & INPE, 2016). Porém, em conjunto há constante perda de habitat, os remanescentes continuam a ser explorados com a extração de madeira ilegal, caça, invasão de espécies exóticas e coleta de produtos vegetais (Galetti & Fernandez, 1998; Tabarelli *et al.*, 2004).

Os estudos mais recentes (Fundação SOS Mata Atlântica & INPE, 2016) indicam um aumento de 1% em relação ao período anterior (2013-2014) no desmatamento de remanescentes florestais, registrando no período de 2015-2016, 184 km<sup>2</sup> de desmatamento nos 17 estados que abrigam o bioma.

Outro dado atual e relevante sobre o assunto foi o desmatamento de 258 hectares na cidade de Mariana, sendo 65% decorrente do rompimento de uma barragem em novembro de 2015, colocando o Estado de Minas Gerais como líder de desmatamento da Floresta Atlântica no país, com alta de 37% na perda florestal (Fundação SOS Mata Atlântica & INPE, 2016).

No Paraná os fragmentos encontram-se em situação de atenção, o desmatamento no Estado aumentou de 921 ha (2013 - 2014) para 1.988 ha (2014 – 2015), apresentando o aumento mais abrupto entre os Estados líderes de derruba de fragmentos (Fundação SOS Mata Atlântica & INPE, 2016). Apesar da perda de habitat e fragmentação, a Mata Atlântica ainda se destaca por estar entre as cinco regiões do mundo com maior número de endemismo, apresentando altos índices de diversidade (Myers *et al.*, 2000).

Nesse contexto, devido sua eminente perda exponencial de habitat e excepcional concentração de espécies endêmicas, é um dos 25 *hotspots* mundiais de diversidade, caracterizando-a como área prioritária para conservação e restauração (Myers *et al.*, 2000).

Especificamente, no sul do Brasil encontra-se um histórico familiar de fragmentação, fato perceptível principalmente no caso do Paraná, que em meados do século XIX teve sua cobertura vegetal suprimida intensivamente, em aproximadamente 83,5%, restando atualmente cerca de 2% da cobertura vegetal nativa no norte do estado (Torezan *et al.*, 2002).

As três fisionomias vegetais de Mata Atlântica predominantes no estado apresentam altas taxas de perda de área florestal restando atualmente de Floresta Ombrófila Densa (FOD) apenas cerca de 25%, de Floresta Ombrófila Mista (FOM) menos de 1% e de Floresta Estacional Semidecidual (FES) cerca de 3,4% de sua cobertura original no Estado (Fundação SOS Mata Atlântica & INPE, 2016).

Estes remanescentes florestais são alvos frequentes de pressões intensas das atividades agropecuárias, principalmente dos monocultivos como a soja que a cada ano eleva a produção e também do constante processo de urbanização. Com toda esta ameaça, a biodiversidade dos remanescentes de Mata Atlântica deste e de outros Estados brasileiros carecem ainda de maiores estudos (Morellato & Haddad, 2000).

Segundo levantamentos feitos pelo Ministério do Meio Ambiente, o bioma da Mata Atlântica abriga a maior parte da fauna em risco de extinção do Brasil, 49,51% das espécies. Sendo que das 130 espécies de invertebrados terrestres ameaçados de extinção no Brasil, 89 (76%) estão na Mata Atlântica (MMA, 2003; Machado *et al.*, 2008).

Mesmo com o histórico de desmatamento e fragmentação em que a Mata Atlântica se encontra, estima-se que esse bioma abranja 35% das espécies vegetais

existentes no Brasil, cerca de 20.000 espécies, muitas endêmicas e ameaçadas (MMA, 2003).

## **2.2 Restauração ecológica**

Uma das maiores ameaças a biodiversidade, é o processo de fragmentação onde as paisagens naturais são transformadas em pequenos remanescentes isolados e inseridos em matrizes altamente antropizadas, que exercem constantes pressões de cunho ecológico nas populações, como perda de biomassa, invasão de espécies exóticas, mudança nas interações, podendo contribuir com a extinções locais de espécies (Fahrig, 2003; Tabarelli & Gascon, 2005; Williams, 2011).

De acordo com relatório da FAO (*Food and Agriculture Organization*) (FAO, 2016) as florestas e o manejo florestal se modificaram notavelmente durante os últimos vinte cinco anos (1990-2015). Globalmente as florestas continuam a diminuir, em torno de 1%, caindo de 4.128 milhões de hectares para 3.999 ha, principalmente na América do Sul e África.

Ainda assim, a taxa líquida de desmatamento mostrou desaceleração em mais de 50%, ao mesmo tempo em que a gestão de floresta sustentável nunca foi tão intensa. Houveram mais áreas de preservação permanente, planejamento, monitoramento e a elaboração frequente de relatórios sobre a situação ecológica dos fragmentos incluindo os diversos usos da terra, sobre a persistência das espécies, organização de comunidades e o funcionamento de ecossistemas (Tabarelli & Gascon, 2005; FAO, 2016).

Mesmo com esse cenário de baixas nas taxas de desmatamento, muitos remanescentes naturais do mundo estão sendo degradados. Ainda segundo o relatório, atualmente 74% das florestas naturais são designadas como secundárias, regeneradas naturalmente ou não, os 26% restantes são classificados como florestas primárias que contam, desde 1990, com 31 milhões ha (FAO, 2016).

Na tentativa de reverter ou desacelerar as perdas de biodiversidade, a prática da restauração ecológica vem sendo utilizada em escala global (Fahrig, 2003; Williams, 2011; Lamb, 2013).

A prática pode ser definida como ações direcionadas que buscam iniciar ou acelerar os processos naturais de regeneração, recuperando a saúde, integridade e sustentabilidade de um ecossistema transformado, degradado ou completamente

destruído, aumentando a resiliência e a proporção de espécies e interações ecológicas do ambiente “natural” (Williams, 2011).

Com a evolução do conhecimento sobre a ecologia das florestas tropicais, os programas de manejo e restauração florestal estão cada vez mais voltados para a compreensão e planejamento das etapas que organizam as comunidades a fim de estabelecer planos e metas para iniciar, manter ou acelerar as dinâmicas ecológicas (Gandolfi & Rodrigues, 2007).

Partindo da premissa de restabelecimento da trajetória histórica do ecossistema anterior à degradação e uso, ressalta também a necessidade de avaliar o contexto histórico, social, cultural, político, estético e aspectos morais do ecossistema a ser restaurado (Higgs, 1997).

Buscando unificar o conceito e fornecer uma visão prática a restauração, a *Society for Ecological Restoration* (SER, 2004) definiu atributos que podem servir de base para a avaliação do sucesso de áreas de restauração e para identificação de indicadores adequados do sucesso da restauração. Esses atributos ecológicos estão distribuídos em nove categorias que levam em consideração:

- A estrutura semelhante a ecossistemas de referência;
- O grau de espécies nativas;
- Presença de todos os grupos funcionais que contribuem para a estabilidade e desenvolvimento contínuo do ecossistema;
- Capacidade de suporte do ambiente físico para a reprodução da população de grupos funcionais;
- Características da funcionalidade de acordo com seu estado ecológico
- Integração e interação adequada com a matriz ecológica e paisagens;
- Eliminação de ameaças potenciais a saúde e integridade do ecossistema;
- Resiliência do ecossistema a distúrbios naturais e auto-sustentabilidade diante das características edafoclimáticas locais periódicas.

A discussão sobre a real eficácia dos programas de restauração é relativamente recente e leva em consideração inúmeros fatores como escala de tempo dos processos ecológicos, as qualidades dos monitoramentos e metas a serem desenvolvidas, entre outros (Suding, 2011; Clewell & Aronson, 2013; Wortley *et al.*, 2013).

Perante a complexidade de direcionar ações para a restauração de ambientes muitas vezes totalmente degradados, é comum a implantação de “gatilhos

ecológicos” que buscam dar início a processos de sucessão ecológica o mais semelhante possível dos naturais (Bechara, 2006).

Avanços nas áreas de sistemática, tecnologia e produção de semente, bem como na área de ecologia, com o melhor entendimento da sucessão florestal e interações ecológicas, possibilitaram avanços nas técnicas utilizadas na restauração e na avaliação do sucesso das ações envolvidas.

Uma das técnicas mais utilizadas na recuperação de ambientes degradados é o reflorestamento com plantio de mudas e sementes de espécies de diferentes estágios sucessionais (Durigan & Nogueira, 1990; Glufke *et al.*, 1999).

As áreas de florestas plantadas aumentaram em mais de 105 milhões, alcançando pico de reflorestamento o período de 2000-2005, com 5,9 milhões por ano de hectares plantados, esta taxa foi reduzida nos últimos cinco anos pela diminuição do plantio na América do Norte, Europa e Ásia (FAO, 2016).

Entretanto, diversos fatores podem dificultar o sucesso dos reflorestamentos como a uniformidade na estrutura da vegetação, baixa diversidade de espécies em relação ao estado anterior a degradação, perda de indivíduos pouco adaptados ou ainda o fator tempo, a juventude dos reflorestamentos em relação à escala de tempo dos processos ecológicos envolvidos (Gandolfi & Rodrigues, 2007).

A maioria dos parâmetros que são utilizados nas avaliações de ecossistemas degradados é relativa à vegetação, referentes a estrutura e composição, tanto de estrato arbóreo como sub-bosque, densidade de espécies e formas de vida (Silva, 2007).

Na prática a maioria dos projetos de restauração apresentam diversas limitações de custo e operacionalidade, levando a inclusão de um conjunto mínimo de espécies vegetais. Dessa forma, assume-se que as demais espécies vegetais, a fauna e os processos ecológicos serão restaurados naturalmente conforme o desenvolvimento da área restaurada.

Desse modo, muitas espécies que são consideradas chave na manutenção e desenvolvimento dos ecossistemas são deixadas para colonizar por conta própria as áreas em processo de restauração, como é o caso dos insetos, importantes para o funcionamento e melhoramento dos processos ecológicos (Williams, 2011).

A entomofauna de florestas tropicais por exemplo, são o grupo de organismos mais numerosos da terra, com grandes densidades populacionais, riquezas e diversidade em termos de habitats e espécies. Além disso, são relatados como bons

indicadores de impactos antrópicos no ambiente, devido sua susceptividade a processos de extinção, sensibilidade às mudanças ambientais, além de estreitas e complexas interações ecológicas com outras espécies como polinização, predação, dispersão de sementes e herbivoria.

De maneira geral, a comunidade de insetos diminui com a elevação do nível de antropização, já que o número de classes taxonômicas tende a diminuir (Thomazini & Thomazini, 2002). Porém, esse conceito não é regra, podendo alguns grupos taxonômicos responderem de maneira positiva aos impactos da degradação e fragmentação, como é o caso de algumas vespas que nidificam em cavidades preexistentes (Holzschuh *et al.*, 2009, 2010).

Dessa maneira os insetos constituem um grupo interessante para abordagens voltadas à avaliação do sucesso de reflorestamentos (Majer, 2009; Holzschuh *et al.*, 2010; Winfree, 2010; Williams, 2011; Gould *et al.*, 2013). As interações inseto-planta por exemplo, são mecanismos essenciais para a manutenção e estabilidade das dinâmicas dos ecossistemas naturais, podendo favorecer e contribuir para com áreas em restauração (Lewinsohn *et al.*, 2006; Campos *et al.*, 2012). Em alguns casos bem-sucedidos de restauração em estágios iniciais, por exemplo, a visita dos polinizadores ao longo do tempo, foi essencial para a persistência das comunidades de plantas (Montalvo *et al.*, 1997).

### **2.2.1 Polinização**

Processos ecológicos são a base de sustentação dos ecossistemas e ambientes naturais e restaurados, requerem acima de tudo que todos os processos ocorram de maneira dinâmica e equilibrada possibilitando assim a sua regeneração e manutenção. A preocupação com processos ecológicos estratégicos como a polinização tem grande importância na compreensão das variáveis envolvidas na organização da comunidade (Yamamoto *et al.*, 2007; Fragoso, 2014).

Os polinizadores são considerados um dos principais agentes promotores do fluxo gênico entre comunidades atingindo longas distâncias, em florestas tropicais as proporções de polinização por animais é alta, cerca de 90% das espécies vegetais, sendo que as abelhas são consideradas os agentes mais eficientes, especializados e constantes, tornando-se responsáveis por mais de 70 % dessa polinização (Bawa, 1990; Winfree, 2010; Fragoso, 2014). Alguns agentes polinizadores apresentam mecanismos especializados para coleta do pólen, óleos e resinas de certas espécies

vegetais demonstrando as relações coevolutivas mutualísticas entre espécies (Bawa, 1990).

Tanto o gênero *Tetrapedia* como as tribos Megachilini, Centridini e Euglossini, por exemplo, possuem adaptações morfológicas para coleta de recursos oleíferos disponibilizados nas flores, podendo visitar e polinizar uma grande variedade de plantas de diferentes famílias com considerável valor econômico na agricultura (Garófalo *et al.*, 2004; Imperatriz-Fonseca *et al.*, 2004; Neto *et al.*, 2007).

O grupo das abelhas solitárias, tem potencial para manejo de polinizadores em áreas de cultivo e provavelmente podem ser manejadas em áreas de reflorestamento a fim de aumentar o número de nidificação desses grupos taxonômicos nessas áreas, contribuindo com a polinização, aumentando o fluxo gênico e produtividade das espécies polinizadas (Imperatriz-Fonseca *et al.*, 2004; Neto *et al.*, 2007; Teixeira, 2011; Araújo, 2015).

A sustentabilidade ecológica dos projetos de restauração devem incluir critérios e indicadores que garantam a manutenção da variabilidade genética das espécies (Maués & de Oliveira, 2010). A presença de polinizadores é um indicador de disponibilidade de recursos para reprodução, alimentação e nidificação deste, sendo que a abundância e variabilidade destes recursos promovem a diversificação de nichos aumentando a probabilidade de produção de frutos e formação de banco de sementes (Fragoso, 2014).

### **2.3 Abelhas e vespas solitárias que nidificam em cavidades preexistentes**

Os Hymenopteras são reconhecidos como uma das ordens mais dominantes e diversas dos ecossistemas terrestres está entre as quatro megaordens de insetos junto com Diptera, Coleoptera e Lepidoptera. Possui mais de 115.000 espécies descritas e alguns estudos estimam entre 300.000 a 3.000.000 de espécies (Gaston, 1991; Goulet & Huber, 1993).

Contendo todas as abelhas, vespas e formigas, este grupo estabelece inúmeras relações com as comunidades ecológicas, como polinização, controle da população de insetos herbívoros e ciclagem de nutrientes, sendo considerados de grande importância para o equilíbrio e conservação dos ecossistemas (Loyola & Martins, 2006).

As abelhas e vespas (Subordem Aculeata) um dos grupos mais diversos encontrado em ambientes naturais ou alterados, são de extrema importância para a

manutenção dos ecossistemas terrestres, principalmente pelo seu papel de polinizadores (todas as abelhas e eventualmente algumas vespas) predadores podendo responder de diferentes formas às alterações ambientais (Goulet & Huber, 1993). São apresentados por diversos autores como bioindicadores de qualidade do ambiente (Tscharntke *et al.*, 1998; Brown & Albrecht, 2001; Loyola & Martins, 2006; Giangarelli *et al.*, 2009) e com elevada importância econômica podendo ser manejados em áreas agrícolas, ajudando na polinização de diversas plantas e regulando as pragas herbívoras pela ação do parasitismo e predação (Macedo & Martins, 1998; Imperatriz-Fonseca *et al.*, 2004; Prezoto & Machado, 2009; Freitas *et al.*, 2015).

Atualmente foram descritas por volta de 26.000 espécies de vespas Aculeatas, esse grupo tem uma distribuição ampla e grande diversidade quanto à morfologia e comportamento (Loyola & Martins, 2006). Os adultos muitas vezes se alimentam de néctar nas flores podendo ser agentes polinizadores, porém seu principal papel nos ecossistemas é de controle biológico como predadores e principalmente como parasitas, prestando serviço importante para o equilíbrio das comunidades (Nascimeto, 2011).

Estima-se entre 20.000 a 30.000 espécies de abelhas distribuídas em várias regiões do mundo (Michener, 2000). São considerados na literatura o grupo mais importante de polinizadores em número e diversidade de espécies polinizadas (Loyola & Martins, 2006).

Importantes promotoras de polinização cruzada, muitas espécies de plantas depende exclusivamente de abelhas para sua reprodução (Morato & Campos, 2000; Woiski, 2009). Ainda podem contribuir com o aumento do sucesso da polinização, da produtividade de frutos e sementes, incrementando a variabilidade genética das espécies que visitam (Araújo, 2015).

Aliás estima-se que as abelhas polinizam 80% das espécies vegetais cultivadas no mundo, seu potencial econômico para a humanidade são avaliados em bilhões de dólares por alguns autores que buscam converter em valores monetários os serviços de polinização prestados por abelhas (Costa-Maia *et al.*, 2010).

Ademais o grupo das abelhas e vespas podem ser parasitados e predados por uma gama diversa de outros organismo (Morato & Campos, 2000). Dessa maneira, esses insetos são considerados essenciais para a manutenção da biodiversidade dos ecossistemas tropicais (Roubik, 2000).

Vespas e abelhas podem ser encontrados em uma grande multiplicidade de hábitos de nidificação, desde espécies eussociais com milhares de células de cria e alternância de gerações, cuidado cooperativo da prole e divisão de trabalho, até espécies solitárias caracterizadas pela ausência de sobreposição de gerações, nenhum cuidado parental e poucas células de cria (Krombein, 1967).

Aproximadamente 85% das espécies descritas de abelhas e vespas são solitárias (Michener, 2000; Roubik, 2000). No comportamento solitário dessas abelhas e vespas, as fêmeas após a construção e aprovisionamento dos ninhos, realiza a postura, fecha as células e geralmente morre no campo sem o contato direto com a prole ou membros das próximas gerações (Krombein, 1967; Loyola & Martins, 2006).

O comportamento de nidificação é bastante variado, tanto na arquitetura dos ninhos, como na sequência de etapas e materiais de construção, além das diferentes táticas de coleta para aprovisionamento e postura de ovos (Krombein, 1967). A construção do ninho pode variar de escavações no solo, ramos de plantas, construções humanas ou cavidades preexistentes, em troncos de árvores, utilizando barro, fibras, resinas e outros materiais provenientes de vegetais (Krombein, 1967; Morato & Campos, 2000; Loyola, 2005; Loyola & Martins, 2006).

Fatores abióticos como ventos e chuvas e fatores bióticos como atividade de vertebrados, invertebrados, fungos e bactérias podem produzir cavidades na madeira. Desse modo, a estrutura do ambiente pode afetar as atividades de nidificação destas fêmeas, uma vez que passam a maior parte da vida desempenhando essa tarefa e dependem da disponibilidade de cavidades e alimento para tal (Morato & Martins, 2006). Foram relatadas diversas famílias que nidificam no interior dessas cavidades, Sphecidae, Crabronidae, Vespidae e Pompilidae para vespas e Apidae, Colletidae e Megachilidae para as abelhas (Garófalo, 2000; Morato & Campos, 2000).

Esse investimento na nidificação a fim de proteger e propiciar melhores condições de desenvolvimento da prole, é interpretado por alguns autores como uma resposta adaptativa a fim de aumentar as chances de sobrevivência da prole, até que atinjam a fase reprodutiva (Wilson, 1971; O'Neill, 2001).

Os estudos das comunidades de abelhas e vespas em geral tem inventariado esse grupo principalmente com o uso de coleta ativa em flores, porém em ambientes de florestas tropicais, essa metodologia é prejudicada devido as grandes altitudes

em que o dossel se encontra (Morato & Campos, 2000; Marchi, 2008). A identificação de ninhos de espécies solitárias na natureza também é limitada devido suas características crípticas e distribuição esparsa, de modo que são raros os estudos que abordam a distribuição espacial dos ninhos nos ambientes naturais (Roubik, 2000).

Nesse sentido, o método de amostragem com ninhos-armadilha tem sido bastante utilizado, avaliado e discutido por diferentes autores, os modelos mais comuns são tubos de cartolinas inseridos em blocos de madeira (Camillo *et al.*, 1995; Garófalo *et al.*, 2004; Cordeiro, 2009), gomos de bambu fechados em uma extremidade (Assis & Camillo, 1997; Krug & Alves-dos-Santos, 2008) e blocos de madeiras perfurados e serrados longitudinalmente (Buschini, 2006, 2007; Buschini & Woiski, 2008; Krug & Alves-dos-Santos, 2008).

Em associação com essa guilda de espécies capturadas com ninhos-armadilha, é possível inventariar também, seus inimigos naturais, que podem ser classificados como: cleptoparasitas, que parasitam o ninho de espécies nidificantes (hospedeiras), se alimentando dos recursos provisionados, ou como parasitoides, que se alimentam diretamente dos imaturos dos hospedeiros (Roubik, 2000; Teixeira, 2011).

A utilização de ninhos-armadilha como técnica de amostragem possibilita a obtenção de dados sobre diversidade e abundância de espécies que nidificam em cavidade preexistentes, fornecendo ainda, informações sobre a biologia das espécies, recursos coletados, arquitetura dos ninhos, materiais de construção, tempo de desenvolvimento das crias, inimigos naturais e taxas de mortalidade (Garófalo, 2000; Aguiar & Martins, 2002; Garófalo *et al.*, 2004; Aguiar *et al.*, 2005). Essa técnica ainda possibilita uma melhor amostragem das espécies que realmente vivem na região, excluindo indivíduos que estão apenas de passagem na área, evitando a superestimação dos dados (Camillo *et al.*, 1995).

Outro fator positivo da utilização de ninhos-armadilha é a possibilidade de uma amostragem de forma padronizada com réplicas espaciais e temporais ao ser possível controlar a oferta de cavidades e tipos de armadilha, podendo ser usados para estudos comparativos de áreas.

A partir do primeiro estudo referência em ninhos armadilha ser publicado (Krombein, 1967), muitos estudos foram desenvolvidos no Brasil, em diferentes habitats (Serrano & Garófalo, 1978; Camillo *et al.*, 1995; Morato & Campos, 2000;

Viana *et al.*, 2001; Aguiar & Martins, 2002; Loyola, 2005; Buschini, 2006; Loyola & Martins, 2006; Buschini & Woiski, 2008; Gazola & Garófalo, 2009; Marques & Gaglianone, 2013). Ainda assim, são poucos os estudos que abordam as respostas das comunidades de abelhas e vespas solitárias que nidificam em cavidade preexistente e seus associados, em função dos efeitos da paisagem e áreas de reflorestamento (Holzschuh *et al.*, 2009; Majer, 2009; Holzschuh *et al.*, 2010; Winfree, 2010; Suding, 2011; Williams, 2011; Gould *et al.*, 2013; Araújo, 2015). Devido ao papel relevante dessa guilda na manutenção de serviços ecológicos e seu potencial como bioindicadores, é de extrema necessidade o desenvolvimento de estudos que tragam à luz esse tipo de discussão.

## 2.4 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aguiar, A.J.C. & Martins, C.F. (2002) Abelhas e vespas solitárias em ninhos-armadilha na Reserva Biológica Guaribas (Mamanguape, Paraíba, Brasil). *Revista Brasileira de Zoologia*, **19**, 101–116.
- Alves-dos-Santos, I., Machado, I.C. & Gaglianone, M.C. (2007) História natural das abelhas coletoras de óleo. *Oecologia Brasiliensis*, **11**, 544–557.
- Araújo, G.J. de. (2015) *Se reconstruirmos elas virão? abelhas e vespas solitárias que nidificam em cavidades preexistentes em matas ciliares restauradas no cerrado do Sudeste do Brasil*. (Dissertação de Mestrado).
- Assis, J.M. & Camillo, E. (1997) Diversidade, sazonalidade e aspectos biológicos de vespas solitárias (Hymenoptera: Sphecidae: Vespidae) em ninhos armadilhas na região de Ituiutaba, MG. *Anais da Sociedade Entomológica do Brasil*, **26**, 335–347.
- Bawa, K.S. (1990) Plant-pollinator interactions in tropical rain forests. *Annual review of Ecology and Systematics*, **21**, 399–422.
- Bechara, F.C. (2006) *Unidades demonstrativas de restauração ecológica através de técnicas nucleadoras: Floresta Estacional Semidecidual, Cerrado e Restinga* (Tese de Doutorado).
- Biesmeijer, J.C., Roberts, S.P.M., Reemer, M., Ohlemüller, R., Edwards, M., Peeters, T., *et al.* (2006) Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. *Science*, **313**, 351–354.
- Brown, J.C. & Albrecht, C. (2001) The effect of tropical deforestation on stingless bees of the genus *Melipona* (Insecta: Hymenoptera: Apidae: Meliponini) in central Rondonia, Brazil. *Journal of Biogeography*, **28**, 623–634.
- Brown, K.S. & Hutchings, R.W. (1997) Disturbance, fragmentation, and the dynamics of diversity in Amazonian forest butterflies. *Tropical forest remnants: ecology,*

*management, and conservation of fragmented communities. University of Chicago Press, Chicago, 632.*

Buschini, M.L.T. (2006) Species diversity and community structure in trap-nesting bees in Southern Brazil. *Apidologie*, **37**, 58–66.

Buschini, M.L.T. (2007) Life-history and sex allocation in *Trypoxylon* (syn. *Trypargilum*) *lactitarse* (Hymenoptera; Crabronidae). *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research*, **45**, 206–213.

Buschini, M.L.T. & Woiski, T.D. (2008) Alpha–beta diversity in trap-nesting wasps (Hymenoptera: Aculeata) in Southern Brazil. *Acta Zoologica*, **89**, 351–358.

Calmon, M., Brancalion, P.H., Paese, A., Aronson, J., Castro, P., Silva, S.C. da, *et al.* (2011) Emerging Threats and Opportunities for Large-Scale Ecological Restoration in the Atlantic Forest of Brazil. *Restoration Ecology*, **19**, 154–158.

Camillo, E., Garofalo, C.A., Serrano, J.C. & Mucillo, G. (1995) Diversidade e abundância sazonal de abelhas e vespas solitárias em ninhos armadilhas (Hymenoptera: Apocrita: Aculeata). *Revista Brasileira de Entomologia*, **39**, 459–470.

Campos, W.H., Neto, A.M., Peixoto, H.J.C., Godinho, L.B. & Silva, E. (2012) Contribuição da fauna silvestre em projetos de restauração ecológica no Brasil. *Pesquisa Florestal Brasileira*, **32**, 429.

Clewell, A. & Aronson, J. (2013) The SER primer and climate change. *Ecological Management & Restoration*, **14**, 182–186.

Coimbra-Filho, A.F. (1996) *Os limites originais do bioma Mata Atlântica na região Nordeste do Brasil*. FBCN.

Cordeiro, G.D. (2009) *Abelhas solitárias nidificantes em ninhos-armadilha em quatro áreas de Mata Atlântica do estado de São Paulo* (Dissertação de Mestrado).

Costa-Maia, F.M., Lourenço, D.A.L. & Toledo, V.A.A. (2010) Aspectos econômicos e sustentáveis da polinização por abelhas. *Sistemas de Produção Agropecuária (Ciências Agrárias, Animais e Florestais)*, 45–67.

Durigan, G. & Nogueira, J.C.B. (1990) Recomposição de matas ciliares. *São Paulo: Instituto Florestal*, 1–14.

Fahrig, L. (2003) Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, **34**, 487–515.

FAO, O.D.N.P.A.E.A.A. (2016) *AVALIAÇÃO DE RECURSOS FLORESTAIS MUNDIAIS 2015*. 2ª. ROMA.

Forup, M.L. & Memmott, J. (2005) The restoration of plant–pollinator interactions in hay meadows. *Restoration Ecology*, **13**, 265–274.

- Fragoso, F.P. (2014) *Restabelecimento das interações entre plantas e visitantes florais em áreas restauradas de Floresta Estacional Semidecidual* (Tese (doutorado)).
- Freitas, J. de L., Pires, E.P., Oliveira, T.T.C. de, Santos, N.L. dos & Souza, M.M. (2015) Vespas sociais (Hymenoptera: Vespidae) em lavouras de *Coffea arabica* L.(Rubiaceae) no Sul de Minas Gerais. *Revista Agrogeoambiental*, **7**, 67–77.
- Fundação SOS Mata Atlântica & INPE (2003) *Atlântica e ecossistemas associados no período de 1995-2000*. Fundação SOS Mata Atlântica e INPE, São Paulo.
- Fundação SOS Mata Atlântica & INPE. (2016) *Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica - Período 2014-2015*. São Paulo.
- Galetti, M. & Fernandez, J.C. (1998) Palm heart harvesting in the Brazilian Atlantic forest: changes in industry structure and the illegal trade. *Journal of Applied Ecology*, **35**, 294–301.
- Galindo-Leal, C.G. & Câmara, I.G. (2003) *The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook*. Island Press.
- Gandolfi, S. & Rodrigues, R.R. (2007) Manejo ambiental e restauração de áreas degradadas. In *Metodologias de restauração florestal*. Fundação Cargill, São Paulo, pp. 109–143.
- Garófalo, C.A. (2000) Comunidade de abelhas (Hymenoptera, Apoidea) que utilizam ninhos-armadilha em fragmentos de matas do Estado de São Paulo. *Anais do Encontro sobre Abelhas, Ribeirão Preto*, **4**, 121–128.
- Garófalo, C.A., Martins, C.F. & Alves-dos-Santos, I. (2004) The Brazilian solitary bee species caught in trap nests. In *International Workshop on solitary bees and their role in pollination, Beberibe, CE. Solitary Bees: conservation, rearing and management for pollination, Fortaleza: Imprensa Universitária*. pp. 77–84.
- Gaston, K.J. (1991) The magnitude of global insect species richness. *Conservation biology*, **5**, 283–296.
- Gazola, A.L. & Garófalo, C.A. (2009) Trap-nesting bees (Hymenoptera: Apoidea) in forest fragments of the State of São Paulo, Brazil. *Genetics and molecular research*, **8**, 607–622.
- Giangarelli, D.C., Freiria, G.A., Colatreli, O.P., Suzuki, K.M. & Sofia, S.H. (2009) *Eufriesea violacea* (Blanchard)(Hymenoptera: Apidae): an orchid bee apparently sensitive to size reduction in forest patches. *Neotropical Entomology*, **38**, 610–615.
- Glufke, C., Mainardi, G.L., Schneider, P.R. & Alvarez Filho, A. (1999) Produção de uma floresta natural em Santa Maria, RS. *Ciência Florestal*, **4**, 61–76.
- Gould, R.K., Pejchar, L., Bothwell, S.G., Brosi, B., Wolny, S., Mendenhall, C.D., *et al.* (2013) Forest restoration and parasitoid wasp communities in montane Hawai'i. *PloS one*, **8**, e59356.

- Goulet, H. & Huber, J.T. (1993) *Hymenoptera of the world: an identification guide to families*. Agriculture Canada Publication, Ottawa.
- Gullan, P.J., Cranston, P.S., McInnes, K.H. & Hoenen, S.M.M. (2007) *Os insetos: um resumo de entomologia*. Roca, São Paulo.
- Higgs, E.S. (1997) What is good ecological restoration? *Conservation biology*, **11**, 338–348.
- Holzschuh, A., Steffan-Dewenter, I. & Tscharntke, T. (2009) Grass strip corridors in agricultural landscapes enhance nest-site colonization by solitary wasps. *Ecological Applications*, **19**, 123–132.
- 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? *Journal of Animal Ecology*, **79**, 491–500.
- IBGE, I.B. de G. e E. (Ed.). (2012) *Manual técnico da vegetação brasileira*. Manuais técnicos em geociências. 2ª edição revista e ampliada. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística-IBGE, Rio de Janeiro.
- Imperatriz-Fonseca, V.L., Contrera, F.A.L. & Kleinert, A.M.P. (2004) A meliponicultura e a iniciativa brasileira dos polinizadores. In XV CONGRESSO BRASILEIRO DE APICULTURA E O CONGRESSO BRASILEIRO DE MELIPONICULTURA, Natal.
- Krombein, K.V. (1967) *Trap-nesting wasps and bees*. Smithsonian Press, Washington, DC.
- Krug, C. & Alves-dos-Santos, I. (2008) O uso de diferentes métodos para amostragem da fauna de abelhas (Hymenoptera: Apoidea), um estudo em Floresta Ombrófila Mista em Santa Catarina. *Neotropical Entomology*, **37**, 265–278.
- Lamb, D. (2013) Reforestation. In *Encyclopedia of Biodiversity*. Elsevier, pp. 370–379.
- Laurance, W.F. & Vasconcelos, H.L. (2009) Conseqüências ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia. *Oecologia Brasiliensis*, **13**, 434–451.
- Lewinsohn, T.M., Inácio Prado, P., Jordano, P., Bascompte, J. & M Olesen, J. (2006) Structure in plant–animal interaction assemblages. *Oikos*, **113**, 174–184.
- Loyola, R.D. (2005) *Efeitos de área e estrutura de habitat sobre a riqueza e nidificação de vespas e abelhas solitárias (Hymenoptera: Aculeata)*. (Dissertação de Mestrado).
- Loyola, R.D. & Martins, R.P. (2006) Trap-nest occupation by solitary wasps and bees (Hymenoptera: Aculeata) in a forest urban remanent. *Neotropical Entomology*, **35**, 41–48.

- Macedo, J.F. & Martins, R.P. (1998) Potential of the weed *Waltheria americana* (Sterculiaceae) for integrated management of pests and pollinators: visits of bees and wasps. *Anais da Sociedade Entomológica do Brasil*, **27**, 29–40.
- Machado, A.B.M., Brescovit, A.D., Mielke, O.H., Casagrande, M., Zeppeline, D., Maria, M., *et al.* (2008) Panorama geral dos invertebrados terrestres ameaçados de extinção. *Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção*. Brasília: Editora do MMA, 303–323.
- Majer, J.D. (2009) Animals in the restoration process—progressing the trends. *Restoration Ecology*, **17**, 315–319.
- Mantovani, W. (2003) A degradação dos biomas brasileiros. In *Patrimônio ambiental brasileiro*. pp. 367–439.
- Marchi, P. (2008) *Biologia de nidificação de abelhas solitárias em áreas de Mata Atlântica* (Tese de Doutorado).
- Marques, M.F. & Gaglianone, M.C. (2013) Biologia de nidificação e variação altitudinal na abundância de *Megachile* (*Melanosarus*) *nigripennis* Spinola (Hymenoptera, Megachilidae) em um inselberg na Mata Atlântica, Rio de Janeiro. *Bioscience Journal*, **29**, 198–208.
- Maués, M.M. & Oliveira, P.E.A.M. de. (2010) Conseqüências da fragmentação do habitat na ecologia reprodutiva de espécies arbóreas em florestas tropicais, com ênfase na Amazônia. *CEP*, **38400**, 902.
- Michener, C.D. (2000) *The bees of the world*. Johns Hopkins University Press, Baltimore, Md.
- MMA, M. do M.A. (2003) Lista Nacional das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção.
- Montalvo, A.M., Williams, S.L., Rice, K.J., Buchmann, S.L., Cory, C., Handel, S.N., *et al.* (1997) Restoration biology: a population biology perspective. *Restoration Ecology*, **5**, 277–290.
- Morato, E.F. & Campos, L. de O. (2000) Efeitos da fragmentação florestal sobre vespas e abelhas solitárias em uma área da Amazônia Central. *Revista Brasileira de Zoologia*, **17**, 429–444.
- Morato, E.F. & Martins, R.P. (2006) An overview of proximate factors affecting the nesting behavior of solitary wasps and bees (Hymenoptera: Aculeata) in preexisting cavities in wood. *Neotropical Entomology*, **35**, 285–298.
- Morellato, L.P.C. & Haddad, C.F. (2000) Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica*, **32**, 786–792.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Da Fonseca, G.A. & Kent, J. (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, **403**, 853–858.

- Nascimeto, A.L. de O. (2011) *Vespas solitárias (Hymenoptera: Aculeata) ocupando ninhos-armadilha no Parque Estadual da Ilha Anchieta, Ubatuba, SP.* (Dissertação de Mestrado).
- Neff, J.L. & Simpson, B.B. (1993) Hymenoptera and biodiversity. In *Bees, pollination systems and plant diversity*. J. LaSalle and I. D. Gauld, Wallingford, United Kingdom, pp. 143–168.
- Neto, H.S., Oliveira, R. & Schlindwein, C. (2007) Polilectia em *Tetrapedia* (Apidae, Tetrapediini): Fêmeas buscam pólen de numerosas espécies na floresta atlântica de Pernambuco. In *Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil, Caxambu-MG, Brasil*.
- O'Neill, K.M. (2001) *Solitary wasps: behavior and natural history*. Cornell University Press, Ithaca, NY.
- Pereira, M. & Garófalo, C.A. (2010) Biologia da nidificação de *Xylocopa frontalis* e *Xylocopa griseescens* (Hymenoptera, Apidae, Xylocopini) em ninhos-armadilha. *Oecologia Australis*, **14**, 193–209.
- Peruquetti, R.C. & Campos, L.A. de O. (1997) Aspects of biology of *Euplusia violacea* (Blanchard)(Hymenoptera, Apidae, Euglossini). *Revista brasileira de Zoologia*, **14**, 91–97.
- Prezoto, F. & Machado, V.L. (2009) Ação de *Polistes* (Aphanilopterus) *simillimus* Zikán (Hymenoptera: Vespidae) na produtividade de lavoura de milho infestada com *Spodoptera frugiperda* (Smith)(Lepidoptera: Noctuidae). *Revista Brasileira de Zociências*, **1**, 19–30.
- Ribeiro, M.C., Metzger, J.P., Martensen, A.C., Ponzoni, F.J. & Hirota, M.M. (2009) The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological conservation*, **142**, 1141–1153.
- Roubik, D.W. (1995) *Pollination of cultivated plants in the tropics*. Food & Agriculture Org.
- Roubik, D.W. (2000) The Bees of the World. *Science*, **290**, 461–461.
- Ruiz-Jaen, M.C. & Mitchell Aide, T. (2005) Restoration success: how is it being measured? *Restoration ecology*, **13**, 569–577.
- Sampson, B.J. & Cane, J.H. (2000) Pollination efficiencies of three bee (Hymenoptera: Apoidea) species visiting rabbiteye blueberry. *Journal of Economic Entomology*, **93**, 1726–1731.
- Schlindwein, C. (2000) A importância de abelhas especializadas na polinização de plantas nativas e conservação do meio ambiente. *Anais do Encontro sobre Abelhas*, **4**, 131–141.
- Seavy, N.E., Gardali, T., Golet, G.H., Griggs, F.T., Howell, C.A., Kelsey, R., *et al.* (2009) Why climate change makes riparian restoration more important than ever: recommendations for practice and research. *Ecological Restoration*, **27**, 330–338.

SER. The SER primer on ecological restoration (2004). Society for Ecological Restoration, *Science and Policy Working Group*. [www.ser.org](http://www.ser.org).

Serrano, J.C. & Garófalo, C.A. (1978) Utilização de ninhos artificiais para o estudo bionômico de abelhas e vespas solitárias. *Ciência e Cultura*, **30**, 597–598.

Silva, A.M. da. (2007) *Reflorestamento ciliar à margem do reservatório da hidrelétrica de Ilha Solteira em diferentes modelos de plantio* (Dissertação de Mestrado).

Suding, K.N. (2011) Toward an era of restoration in ecology: successes, failures, and opportunities ahead. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, **42**, 465–487.

Tabarelli, M., Cardoso da Silva, J.M. & Gascon, C. (2004) Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. *Biodiversity and Conservation*, **13**, 1419–1425.

Tabarelli, M. & Gascon, C. (2005) Lições da pesquisa sobre fragmentação: aperfeiçoando políticas e diretrizes de manejo para a conservação da biodiversidade. *Megadiversidade*, **1**, 181–188.

Teixeira, F.M. (2011) *Aculeata (Insecta, Hymenoptera) em ninhos-armadilha em diferentes tipos fitofisionômicos de Mata Atlântica no estado do Rio de Janeiro* (Tese de Doutorado).

Thomazini, M.J. & Thomazini, A.P.B.W. (2002) Levantamento de insetos e análise entomofauna em florestas, capoeira e pastagem no Sudeste Acreano. *Rio Branco, Embrapa, Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento*, **35**, 41.

Torezan, J.M., Medri, M.E., Bianchini, E., Shibatta, O.A. & Pimenta, J.A. (2002) Nota sobre a vegetação da bacia do rio Tibagi. In *A bacia do rio Tibagi*. Londrina, pp. 103–107.

Tscharntke, T., Gathmann, A. & Steffan-Dewenter, I. (1998) Bioindication using trap-nesting bees and wasps and their natural enemies: community structure and interactions. *Journal of applied ecology*, **35**, 708–719.

Viana, B.F., Silva, F.O. & Kleinert, A.M. (2001) Diversidade e sazonalidade de abelhas solitárias (Hymenoptera: Apoidea) em dunas litorâneas no nordeste do Brasil. *Neotropical Entomology*, **30**, 245–251.

Williams, N.M. (2011) Restoration of nontarget species: bee communities and pollination function in riparian forests. *Restoration Ecology*, **19**, 450–459.

Wilson, E.O. (1971) *The insect societies*. Belknap Press, Cambridge, Massachusetts.

Winfrey, R. (2010) The conservation and restoration of wild bees. *Annals of the New York Academy of Sciences*, **1195**, 169–197.

Woiski, T.D. (2009) *Estrutura da comunidade de vespas e abelhas solitárias em um fragmento urbano de Floresta Ombrófila Mista* (Dissertação de Mestrado).

Wortley, L., Hero, J.-M. & Howes, M. (2013) Evaluating ecological restoration success: a review of the literature. *Restoration Ecology*, **21**, 537–543.

Yamamoto, L.F., Kinoshita, L.S., Martins, F.R. & others. (2007) Síndromes de polinização e de dispersão em fragmentos da Floresta Estacional Semidecídua Montana, SP, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, **21**, 553–573.

### **3 OBJETIVO GERAL**

O objetivo geral desse estudo foi comparar a comunidade de abelhas e vespas solitárias que nidificam em cavidades preexistentes de quatro fragmentos florestais com quatro áreas de reflorestamento adjacentes, a fim de avaliar o sucesso dos reflorestamentos para com esse grupo de insetos.

#### **3.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

1. Inventariar a fauna de abelhas e vespas que nidificam em cavidades preexistentes em quatro remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual e quatro áreas de reflorestamento localizadas no norte do estado do Paraná;
2. Analisar a diversidade, abundância e dominância de espécies deste grupo de Hymenoptera nas áreas estudadas;
3. Comparar as comunidades destes insetos entre as diferentes áreas e ambientes amostrados;
4. Avaliar o sucesso do reestabelecimento da fauna destes himenópteros nas áreas reflorestadas;
5. Identificar espécies que apresentam potencial como indicador ecológico (bioindicadores);
6. Identificar os inimigos naturais da comunidade de abelhas e vespas nidificantes; e comparar sua abundância entre reflorestamento e remanescentes florestais;

**ARTIGO**

Manuscrito nas normas do periódico  
“Ecological Entomology”

**Comunidade de abelhas e vespas solitárias que nidificam em cavidades  
preexistentes em áreas de reflorestamentos e remanescentes florestais no  
norte do Paraná.**

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 86.057-970, Londrina, PR, Brasil.

<sup>2</sup>Departamento de Biologia Animal e Vegetal, Centro de Ciências Biológicas, Universidade Estadual de Londrina.

## Resumo

A devastação causada pelos efeitos antrópicos no mundo todo resultou em um cenário de paisagens altamente fragmentadas. Tão importantes quanto as iniciativas de restauração são as avaliações do sucesso destas. Dentre as avaliações que têm sido propostas por diferentes autores, está a de analisar o reestabelecimento da fauna. Assim, este estudo investigou e comparou as faunas de abelhas e vespas que nidificam em cavidades preexistentes em quatro fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual e quatro áreas de reflorestamento próximas dos mesmos, localizados no norte do estado do Paraná. Para tanto, foram realizadas amostragens mensais, usando-se ninhos-armadilha, no período de agosto de 2015 a agosto de 2016. Foram coletados 502 ninhos sendo 73 de abelhas, 399 de vespas e 30 não identificados. Emergindo destes um total de 26 espécies, sendo que as vespas mais abundantes em número de ninho foram, *Pachodynerus grandis* Willink & Roing-Alsina 1998 (175 ninhos, 34,86 %), *Auplopus* sp 1 (82 ninhos, 16,33 %) e *Trypoxylon* (*Trypoxylon*) sp 1 (29 ninhos, 5,77 %). Para as espécies de abelhas destacam-se *Centris* (*Heterocentris*)  *analis* (Fabricius, 1804) (15 ninhos, 2,98 %), *Tetrapedia* sp (13 ninhos, 2,58 %) e *Carloticola* sp (11 ninhos, 2,19 %). A maior abundância de ninhos foi observada em áreas de reflorestamento; entretanto, as abelhas foram às únicas que, separadamente, indicaram diferenças significativas entre os ambientes, nidificando mais em fragmentos florestados. A riqueza, diversidade e composição entre os ambientes foram semelhantes, indicando que, pelo menos nas condições analisadas, houve ocupação dos ninhos-armadilha em áreas de reflorestamento pela maioria de vespas e abelhas. Esta pode ser uma medida interessante para a avaliação e o manejo destas áreas, visando o reestabelecimento da fauna deste grupo de insetos.

**Palavras-chave:** Ninhos-Armadilha; Restauração, Floresta Estacional Semidecidual; Apoidea; Vespoidea.

## 4 INTRODUÇÃO

As iniciativas que buscam a implementação de planos de restauração ecológica em áreas de florestas degradadas vem aumentando no Brasil e no mundo, principalmente devido as exigências de regulamentação e fiscalização de áreas produtivas, mas também em consequência dos efeitos das ações antrópicas que degradaram e fragmentaram as paisagens naturais nas últimas décadas, alterando significativamente a biodiversidade dos ecossistemas remanescentes (Cidin & Silva, 2004; Campos *et al.*, 2012).

O principal desafio da restauração de florestas degradadas, está em restaurar não apenas o aspecto da produtividade de um ecossistema, mas também reestabelecer a biodiversidade e interações ecológicas essenciais para funcionamento e auto-regeneração de habitats degradado ou totalmente destruído (Calmon *et al.*, 2011).

As interações inseto-planta podem ser muito favoráveis à restauração de áreas degradadas. A dispersão de sementes e polinização efetuada por insetos, por exemplo, são mecanismos essenciais para a manutenção e estabilidade das dinâmicas naturais (Campos *et al.*, 2012). Os insetos, por participarem dessas diversas interações ecológicas e serem sensíveis as alterações antrópicas, constituem um grupo interessante para abordagens voltadas à avaliação do sucesso de reflorestamentos (Majer, 2009; Holzschuh *et al.*, 2010; Winfree, 2010; Williams, 2011; Gould *et al.*, 2013).

As abelhas representam os principais agentes polinizadores das diversas comunidades vegetais, em ambientes naturais e agroecossistemas, sendo consideradas de extrema importância, tanto ecológica como econômica (Costa-Maia *et al.*, 2010; Holzschuh *et al.*, 2010; Imperatriz-Fonseca & Nunes-Silva, 2010; Santos, 2011). Sua presença no processo de polinização de áreas em recuperação bem-sucedidas é essencial desde estágios iniciais e ao longo do tempo para a persistência das comunidades de plantas (Gathmann *et al.*, 1994; Holzschuh *et al.*, 2010; Winfree, 2010; Williams, 2011). Atualmente, países como o Brasil, Inglaterra, Canadá, África e EUA têm desenvolvido iniciativas para conservar e proteger polinizadores nativos (Imperatriz-Fonseca & Nunes-Silva, 2010).

As vespas por sua vez, além de atuar como polinizadores ocasionais das angiospermas, tem principal papel nos ecossistemas como predador de outros

invertebrados, exercendo papel importante de reguladores de insetos herbívoros nos ecossistemas (Gullan *et al.*, 2007). O grupo de vespas que nidificam em cavidades preexistentes é conhecido por responder positivamente às ações antrópicas, sendo encontrado em maior proporção em ambientes degradados e com maior densidade de borda (Morato & Campos, 2000; Morato & Martins, 2006; Holzschuh *et al.*, 2010; Teixeira, 2011).

Esses organismos, sensíveis as alterações do habitat, podem fornecer informações importantes para a conservação efetiva e o uso sustentável dos recursos, servindo como bioindicadores das alterações ambientais em áreas naturais ou em recuperação (Araújo, 2015)

Dentre as ações relevantes relacionadas à conservação de abelhas e vespas nativas, está o conhecimento da diversidade destes dois grupos de insetos e seus hábitos de nidificação. As abelhas e vespas que nidificam em cavidades preexistentes, por exemplo, constituem um grupo considerado sensível aos efeitos de perturbações ambientais, relacionados a diversos fatores bióticos ou abióticos (Morato & Campos, 2000; Morato, 2004; Morato & Martins, 2006; Marques & Gaglianone, 2013).

Esse grupo de abelhas e vespas que nidificam em cavidades preexistentes, tem sido avaliado por meio do método de amostragem utilizando-se ninhos-armadilha ou substratos-isca (Camillo *et al.*, 1995; Garófalo, 2000; Morato & Campos, 2000; Morato & Martins, 2006; Buschini & Woiski, 2008). Este método tem se demonstrado eficiente para obtenção de levantamentos em diferentes áreas dos Neotrópicos, é relativamente simples e permite réplicas espaciais e temporais padronizadas com números e tipos de armadilha semelhantes. Suas técnicas permitem a avaliação da abundância, diversidade, biologia das espécies, seus inimigos naturais, estrutura do ninho e recursos coletados (Garófalo, 2000; Aguiar & Martins, 2002; Budriené *et al.*, 2004; Garófalo *et al.*, 2004; Aguiar *et al.*, 2005; Buschini, 2006; Morato & Martins, 2006; Buschini & Woiski, 2008; Almeida, 2010; Marques, 2011; Nascimeto, 2011; Teixeira, 2011; Marques & Gaglianone, 2013).

Além disso, a disponibilização de locais de nidificação como técnica de manejo para atrair e aproximar possíveis polinizadores e predadores benéficos foi indicado como uma ferramenta interessante e efetiva por alguns autores (Roubik, 1995; Sampson & Cane, 2000; Bosch & Kemp, 2002; Garófalo *et al.*, 2004).

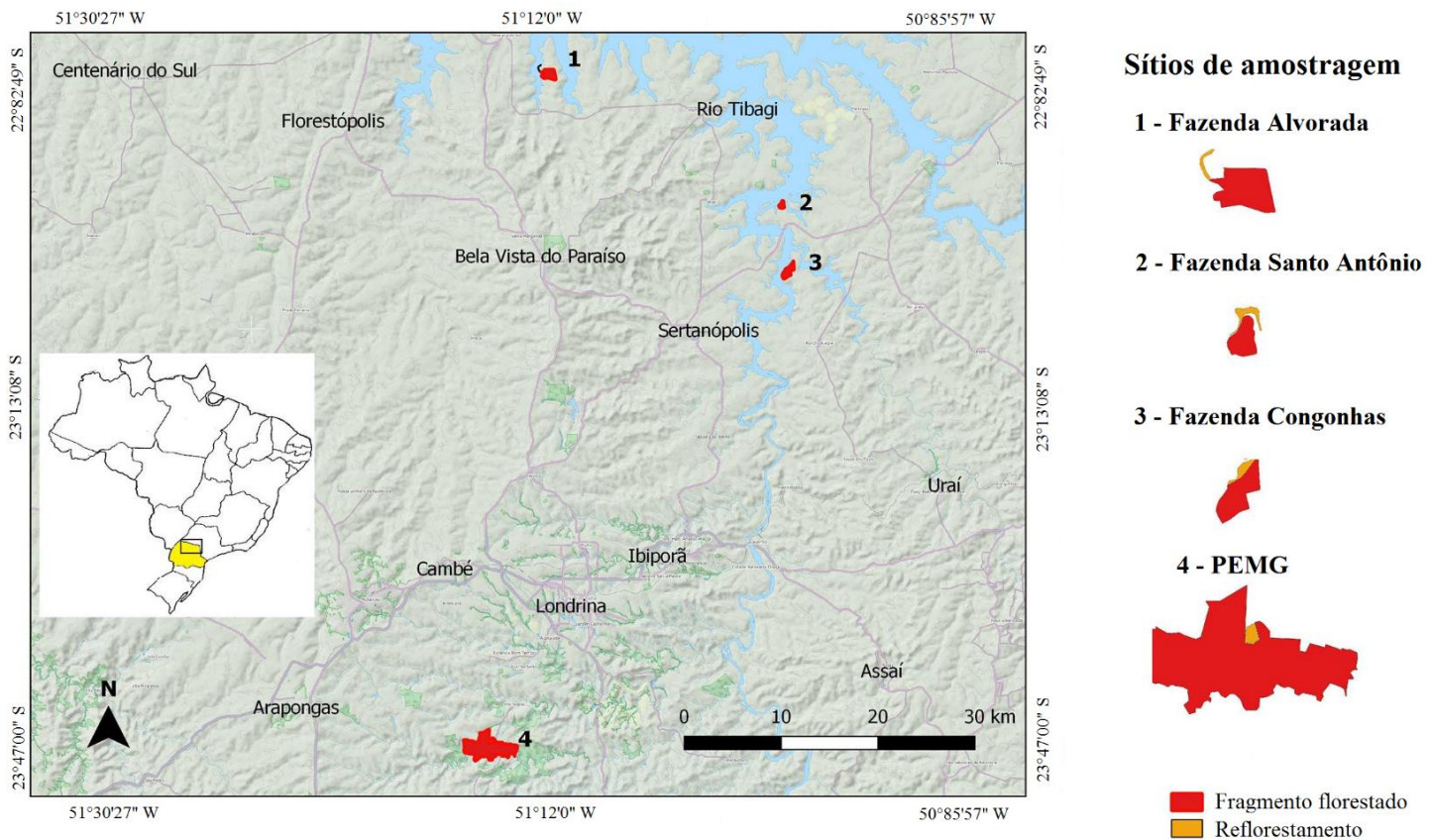
Outro aspecto relevante para o estudo de abelhas e vespas, tanto em áreas remanescentes de florestas, quanto em áreas em processo de recuperação, relaciona-se ao preocupante declínio mundial de polinizadores (Biesmeijer *et al.*, 2006).

Diante do exposto, o objetivo deste estudo é avaliar a efetividade de recuperação de áreas de reflorestamento para com a comunidade de abelhas e vespas que nidificam em cavidades preexistentes, levantando informações sobre abundância, riqueza e diversidade desse grupo de Hymenopteras em quatro fragmentos de remanescentes florestais de FES e quatro reflorestamentos adjacentes, situadas no norte do Paraná.

## **5 MATERIAL E MÉTODOS**

### **5.1 Áreas de estudo**

No presente trabalho foram amostrados quatro sítios de estudo, localizados no norte do estado do Paraná (Figura 2). Cada um dos sítios é composto por um fragmento florestal remanescente de Mata Atlântica e uma área de reflorestamento adjacente ao fragmento (Tabela 1). Os quatro remanescentes de Mata Atlântica são formados por Floresta Estacional Semidecidual (FES) em distintos graus de conservação, prioritariamente em estágio sucessional tardio de desenvolvimento, circundados por matrizes de monocultura principalmente de soja e milho. Todos os fragmentos sofreram, com a extração de madeira no início dos anos 80 (Suganuma & Torezan, 2013) e alguns ainda sofrem corte seletivo, apresentando regiões de clareira com predomínio de emaranhados de lianas (Observado pelo autor).



**Figura 2.** Localização dos sítios de amostragem e seus respectivos fragmentos florestais e reflorestamentos.

**Tabela 1.** Informações gerais das quatro áreas de estudo.

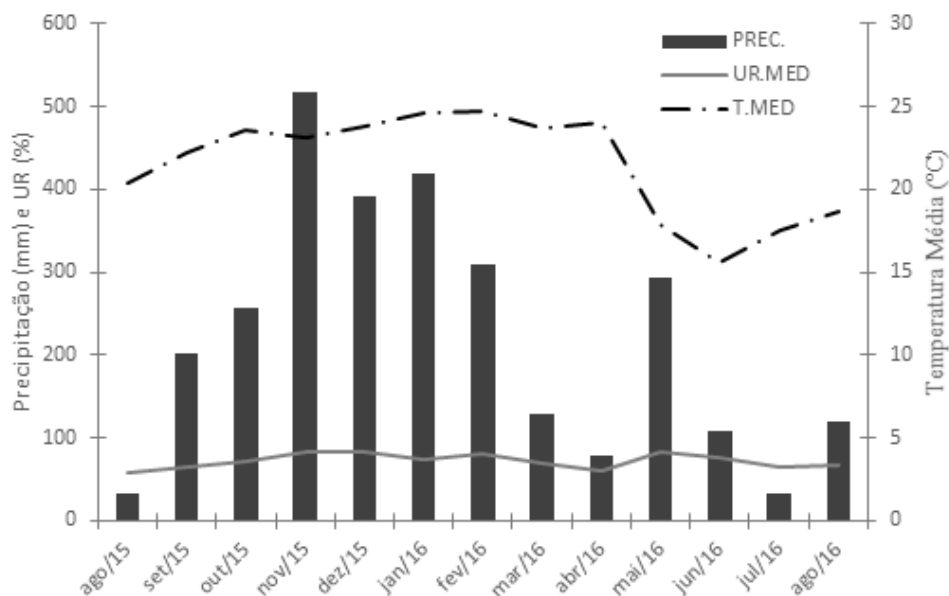
Área de estudo	Localização	Cordenadas	Vegetação	Tamaho do Rem.	Tamanho do Reflo.	Ano de plantio
Parque Estadual "Mata dos Godoy"	Distrito do Espírito Santo, Londrina, PR	23°26'46"S, 51°14'46"W	Floresta Estacional Semidecidual	670 ha	4 ha	2002
Fazenda Alvorada	Município de Alvorada do Sul, PR	22°49'44"S, 51°11'25"W	Floresta Estacional Semidecidual	128,1 ha	11,3 ha	2003
Fazenda Congonhas	Município de Rancho Alegre, PR	22°56'26"S, 50°56'30"W	Floresta Estacional Semidecidual	107,8 ha	11,8 ha	2003
Fazenda Santo Antônio	Município de Sertaneja, PR	22°56'26"S, 50°57'10"W	Floresta Estacional Semidecidual	32,1 ha	33,3 ha	2003

As áreas de reflorestamento adjacentes a cada um destes fragmentos remanescentes, foram reflorestadas através de plantios mecanizados com cerca de

25 a 50 espécies nativas deste tipo de formação vegetal de acordo com o proposto por Cavalheiro e colaboradores (2002) citado por Sukanuma & Torezan (2013).

O clima da região, segundo classificação de Köppen, é do tipo Cfa, clima subtropical úmido (Mesotérmico), zona tropical marginal com clima seco no inverno e temperaturas inferiores a 18 °C no mês mais frio, verão quente com temperaturas superiores; à média do mês mais quente em torno de 22 °C e chuvas distribuídas durante todo o ano com precipitação no inverno. O índice pluviométrico médio da região é avaliado de 1400 a 1600mm/ano (Maack, 1968).

Os valores diários e mensais de precipitação (mm), temperatura média (°C) e umidade relativa do ar (%) da região de Londrina, no período de coleta, foram obtidos com o Instituto Agrônomo do Paraná – IAPAR e organizados em forma de Climograma na Figura 3.



**Figura 3.** Climograma do município de Londrina, PR no período de coleta (agosto de 2015 a agosto de 2016). PREC. = Precipitação acumulada mensal (mm); UR. MED = Média da umidade relativa mensal (%); T. MED = Média da temperatura mensal (°C).

### 5.1.1 Parque Estadual “Mata dos Godoy” (PEMG)

Localizado no município de Londrina, norte do estado do Paraná (23°27'S, 51°15'O), sob o trópico de Capricórnio, o PEMG possui por volta de 680 ha de cobertura vegetal e em conjunto com reservas legais averbadas de propriedades vizinhas, totaliza 2500 ha, constituindo um dos mais importantes remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual e uma das maiores Unidades de Conservação do norte do Paraná (Torezan *et al.*, 2002; Sukanuma & Torezan, 2013). O Parque tem uma variação considerável de altitudes de 500 a 640 m com precipitação média anual de 1600 mm e o clima da região é Cfa subtropical úmido já descrito (Sukanuma *et al.*, 2008)

O PEMG possui 70% de sua vegetação nativa bem conservada em estágio de floresta madura, porém, está sujeito aos efeitos antrópicos causados pelas áreas de cultivo que circundam o parque. O Parque também abriga zonas de recuperação, destinadas ao plantio de espécies nativas, que compreendem 40 ha. Dentre as áreas de reflorestamento estão o Projeto Madeira com 26 anos desde sua implantação e o reflorestamento “primavera” de 4 ha, implantados em 2002 que foi amostrada no presente projeto, pela relativa semelhança com as demais áreas do reservatório Capivara com relação a técnica de plantio e espécies utilizadas. O PEMG ainda possui uma floresta secundária, com espécies tanto nativas, como exóticas, ocupando um total de 96,14 ha. Na coleta de dados em áreas de remanescentes florestais de FES, foram estabelecidos pontos de amostragem nas áreas mais altas do parque e na vegetação de floresta madura a partir da conhecida trilha dos catetos (Torezan, 2006)

### **5.1.2 Sítios Pertencentes ao Reservatório de Capivara**

Os três sítios remanescentes de FES amostrados encontram-se situados nos municípios de Alvorada do Sul, Sertaneja e Rancho Alegre (Fig. 2), às margens do Reservatório de Capivara, o qual está situado no rio Paranapanema (22°47'45"S, 51°00'12"O), junto à foz da bacia do rio Tibagi. O Reservatório foi formado com a construção de uma Usina Hidrelétrica situada entre os municípios de Porecatu (PR) e Taciba (SP) em meados dos anos 70, que alagou 64.000 ha de terras férteis, sendo 40.307,09 ha, somente no Paraná (Dos anjos, 2008).

Nos três sítios de estudo, os remanescentes de FES constituem áreas de reserva legal, em propriedades particulares. Junto a cada uma destas, como já

mencionado, encontra-se uma área de reflorestamento. A seguir é apresentada uma breve descrição de cada área e seu respectivo reflorestamento:

- Fazenda Alvorada: localizada no município de Alvorada do Sul, possui um fragmento florestal ( $22^{\circ}49'4''S$ ,  $51^{\circ}11'25''O$ ) com aproximadamente 128,1 ha adjunto a uma área de reflorestamento ( $22^{\circ}49'24.55''S$ ,  $51^{\circ}11'39.65''O$ ), com 14 anos e 11,3 ha (Figura 4, A);
- Fazenda Congonhas: situa-se na foz do rio Congonhas no município Rancho Alegre e apresenta fragmento florestal ( $22^{\circ}59'52''S$ ,  $50^{\circ}56'30''O$ ) com aproximadamente 108 ha e reflorestamento adjacente ( $22^{\circ}59'46.32''S$ ,  $50^{\circ}56'37.99''O$ ), com cerca de 15 anos e 11,8 ha (Fig. 4, B).
- Fazenda Santo Antônio: localizada na foz do rio Tibagi no município de Sertaneja, possui aproximadamente 32,1 ha de fragmento florestal ( $22^{\circ}56'26''S$ ,  $50^{\circ}57'10''O$ ) e aproximadamente 33,3 ha de área de reflorestamento ( $22^{\circ}56'12.93''S$ ,  $50^{\circ}57'07.61''O$ ), com 14 anos de plantio (Fig. 4, C).

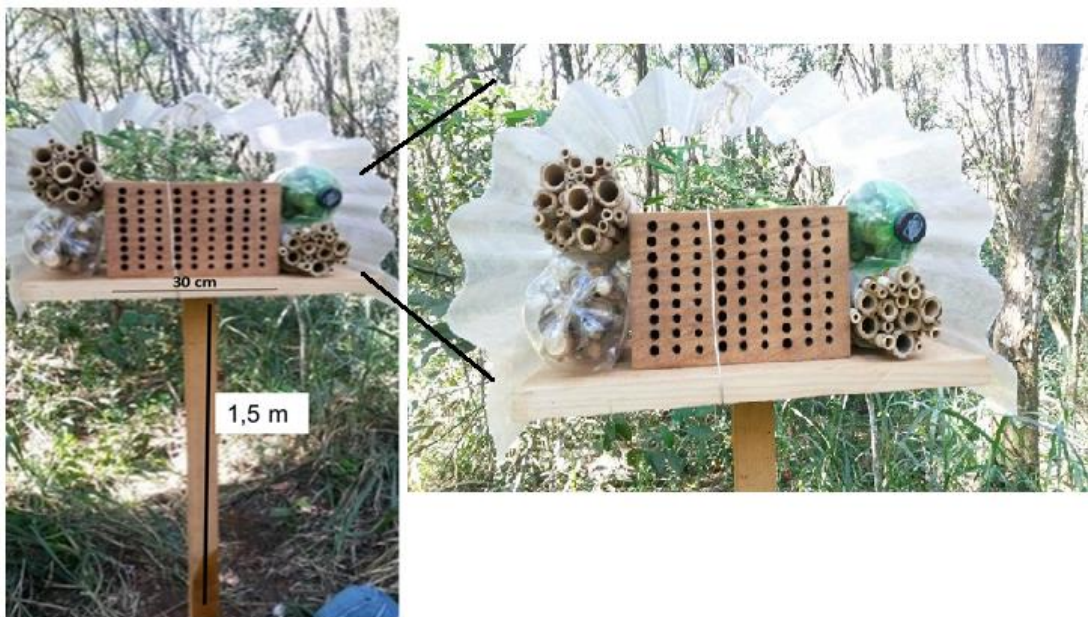


**Figura 4.** Fragmentos e Reflorestamentos (indicados com a seta vermelha) localizados em propriedades privadas no norte do Paraná: (A) Fazenda Alvorada; (B) Fazenda Congonhas; (C) Fazenda Antônio.

## 5.2 Metodologia

As amostragens foram realizadas mensalmente de agosto de 2015 a agosto de 2016. A metodologia empregada foi baseada em Garófalo, (2000) e Morato & Campos (2000), com algumas modificações. Foram utilizados dois tipos de ninhos-armadilhas: a) gomos de bambu fechados em uma das extremidades pelo próprio nó, com comprimentos de 9,0 a 20,0 cm e diâmetros variando de 0,5 a 2,5 cm; e b) tubos de cartolina preta, fechados em uma das extremidades com cartolina de três diâmetros diferentes: 6 mm, 8 mm e 10 mm, e comprimentos entre 8,0 e 9,0 cm. Os tubos de cartolina preta foram disponibilizados em bloco de madeira, de 20 x 20 x 5 cm, com capacidade para 81 tubos de cartolina por bloco (vinte e sete de cada diâmetro).

Os dois tipos de ninhos-armadilha foram dispostos em plataformas individuais de madeira, com altura aproximada de 1,5 m. Em cada plataforma foram fixados dois blocos de madeira, expostos para lados opostos. Os bambus foram disponibilizados em feixes com vinte e cinco bambus cada, abrigados dentro de garrafas pet, após a remoção da abertura menor (ou funil) de cada garrafa (Garófalo *et al.*, 2004). Em cada plataforma foram expostos quatro conjuntos de feixes, também voltados para lados opostos (dois conjuntos para cada lado; i.e., frente e fundo da plataforma). Esta foi coberta com uma proteção plástica (telha pet transparente) (Figura 5).



**Figura 5.** Plataforma e conjunto de ninhos armadilha.

Em cada sítio de amostragem foram instaladas quatro plataformas com o conjunto de ninhos-armadilha, sendo: duas plataformas no remanescente e duas na área do reflorestamento, 524 ninhos por ambiente, totalizando 1.048 ninhos por sítio de amostragem.

Nos remanescentes, uma plataforma foi instalada na borda da área e a outra posicionada a mais de 500 m da borda. Enquanto que nos reflorestamentos, também foi posicionada uma plataforma na borda e uma no interior destes, ficando a uma distância mínima de 100 m da borda. A soma das duas plataformas de cada área amostrada foi considerada como uma unidade amostral. Deste modo, cada um dos dois tratamentos, ou seja, reflorestamento e remanescente, teve o correspondente a quatro réplicas.

Os ninhos foram inspecionados mensalmente. Para a inspeção destes, foi utilizada uma lanterna com luz led na extremidade de um fio de 20 cm de comprimento, o qual era inserido no interior de cada ninho para observação do seu estágio de desenvolvimento. Os ninhos que estavam ocupados e fechados foram retirados, devidamente identificados e levados para o laboratório. Para cada ninho retirado, outra armadilha foi colocada no mesmo lugar. No laboratório os ninhos foram inspecionados até a emergência dos insetos adultos. Os indivíduos emergindo, foram eutanasiados em acetato de etila, alfinetados, etiquetados e identificados. Após alguns meses de coleta os ninhos foram abertos e inspecionados em busca de indivíduos adultos ou larvas não emergidos, usualmente mortos.

A identificação do material foi feita em estéreio-microscópio (Zeiss), com base em chaves dicotômicas de identificação e material de referência. Os espécimes foram identificados, sempre que possível ao nível de espécie, ou ainda de morfoespécie. Exemplares de todos os grupos taxonômicos foram encaminhados para a confirmação de um especialista, na Universidade Estadual do Norte Fluminense.

As abelhas e vespas coletadas estão depositadas na Coleção do Laboratório de Genética e Ecologia Animal (LAGEA) da Universidade Estadual de Londrina. Posteriormente, parte deste material será depositado no Museu de Zoologia da Universidade Estadual de Londrina (MZUEL).

### 5.3 Análise de dados

Nas análises foram computados o total de ninhos de cada área amostrada, a densidade relativa de ninhos de cada espécie (a abundância relativa de ninhos de cada espécie dividido por número de áreas que a espécie foi amostrada), abundância de indivíduos coletados (número de espécimes emergidos e não emergidos), abundância relativa de indivíduos (número de indivíduos da espécie dividido pelo número total de indivíduos de todas as espécies), riqueza (número de espécies), abundância total (número de indivíduos de todas as espécies coletadas).

Nas análises, os ninhos mistos foram aqueles com fundação de duas espécies distintas, em um único ninho-armadilha conforme Pérez-Maluf (1993).

As análises estatísticas foram realizadas nos programas R (R Development Core Team, 2016) e PAST (PAleontological STatistics) (Hammer *et al.*, 2001). Nestas análises, foram considerados significativos valores de  $P < 0,05$ .

Nos comparativos de abundâncias de ninhos e indivíduos, para avaliar se os dados seguiram os pressupostos de normalidade e homogeneidade foi realizado o teste de normalidade de Shapiro – Wilk e de comparação de variância de Levene. Quando as premissas foram aceitas, foi utilizado o teste t de Student e o teste de variância ANOVA (Zar, 1999), quando não, foram utilizados os testes de Mann Whitney e Kruskal – Wallis para avaliar a abundância de ninhos no total de tratamentos e indivíduos nas oito sub-áreas de estudo. Para essas análises foi utilizado o programa R com os pacotes base, car e nortest (R Development Core Team, 2016).

A frequência de ocorrência (FO) e dominância (D) para as espécies foram calculadas segundo Palma (1975) *apud* Buschini (2006), como descrito a seguir:  $FO = \text{número de amostras com a espécie } i / \text{número de amostras total} \times 100$ .  $FO \geq 50\%$  indica que a espécie é muito frequente (mf), se  $FO < 50\%$  e  $\geq 25\%$ , a espécie é indicada como frequente (f), se  $FO < 25\%$ , a espécie é indicada como pouco frequente (pf). Já a dominância será calculada como:  $D = \text{abundância da espécie } i / \text{abundância total} \times 100$ . Quando  $D \geq 5\%$  a espécie foi considerada dominante (d), se  $D < 5\%$  e  $\geq 2,5\%$ : espécie acessória (a) e quando  $D < 2,5\%$  = espécie ocasional (oc). Estes índices quando analisados em conjunto são usados para agrupar as espécies em três categorias (Ct): espécies comuns (C), intermediárias (I) e raras (R).

Para o cálculo da diversidade de espécies, considerando-se o número de ninhos tanto para cada fragmento de floresta e reflorestamento separadamente,

quanto para o total de tratamentos, foi empregado o índice ( $H'$ ) de Shannon-Wiener (Begon *et al.*, 2007). Posteriormente, os valores obtidos foram comparados pelo teste t, usando-se o programa computacional PAST (Hammer *et al.*, 2001). O índice de equitabilidade (Pielou, 1966) também foi calculado usando-se este mesmo programa.

Para avaliar a eficiência amostral e comparar a riqueza estimada nos quatro sítios de amostragem separados por tratamentos, bem como para o conjunto das amostras obtidas nos dois tipos de áreas estudadas, foi utilizado estimadores de riqueza e curvas de rarefação e extrapolação para o número de ninhos das espécies nidificantes. Nestas análises foram também utilizados quatro estimadores não-paramétricos (Chao 1, Jackknife 1, Jackknife 2 e Bootstrap); calculados com os dados de incidência de indivíduos nos meses de amostragem, os estimadores Jackknife 1 e 2 levam em consideração maior peso nas espécies “singletons” e “doubletons”, ou seja, espécies com um indivíduo ou dois, respectivamente. Já Chao 1 e Bootstrap baseiam-se na incidência de espécies raras ao longo das amostragens (Chao *et al.*, 2014).

Os gráficos de rarefação foram gerados com a função iNEXT (iNterpolation and EXTrapolation) do software R (Hsieh *et al.*, 2016). Essa função apresenta duas análises estatísticas para estimativa de diversidade de espécies com base nos Números verdadeiros de Hill (ou número efetivo de espécies) de qualquer ordem ( $q > 0$ ), no presente estudo foi utilizada a análise assintótica e  $q = 0$  (Riqueza de espécies); que foram plotados graficamente com a função ggplot2.

Para a verificação de espécies bioindicadoras dos remanescentes florestais e reflorestamentos, foi utilizado o Valor Indicador Individual (IndVal) (Dufrene & Legendre, 1997) com o software R, que atribui um valor de 0-100 para cada espécie, onde zero equivale à não-indicação de espécies para determinado ambiente e 100 indica que a ocorrência da espécie é característica do ambiente. É realizado posteriormente o teste de Monte Carlo para uma análise de significância, onde 1000 randomizações são realizadas a fim de determinar a significância estatística das espécies indicadoras ( $p < 0,05$ ).

Para avaliar a diferença na abundância relativa de indivíduos da guilda de abelhas, vespas e inimigos naturais coletados nos quatro sítios de amostragem e seus respectivos tratamentos (reflorestamento e remanescentes florestais), os dados foram organizados por Escalonamento Multidimensional não Métrico (nMDS), a partir

de uma matriz de dissimilaridade com distância de Bray-Curtis. Foi estipulado um valor limite de 0,1 de estresse máximo para interpretação da ordenação. Os grupos formados na ordenação foram testados a partir de uma análise de variância permutacional multivariada (PERMANOVA) com 1000 permutações a fim de elucidar a significância obtida pela ordenação encontra. Essas foram realizadas com o pacote vegan (Oksanen *et al.*, 2007).

## 6 RESULTADOS

Durante o período de estudo, considerando o total dos quatro sítios de amostragem com seus respectivos tratamentos (fragmentos remanescentes e reflorestamentos), foram amostrados 502 ninhos-armadilha, dos quais 399 (79,48 %) constituíram ninhos de vespas, 73 (14,54 %) de abelhas e em 30 (5,97 %) foi registrada a emergência apenas dos inimigos naturais, não sendo possível identificar a espécie fundadora nem com a avaliação da estrutura dos ninhos. Do total de ninhos, 155 (30,87 %) foram parasitados por inimigos naturais, sendo que 17 (3,38 %) ninhos foram parasitados por duas ou mais espécies.

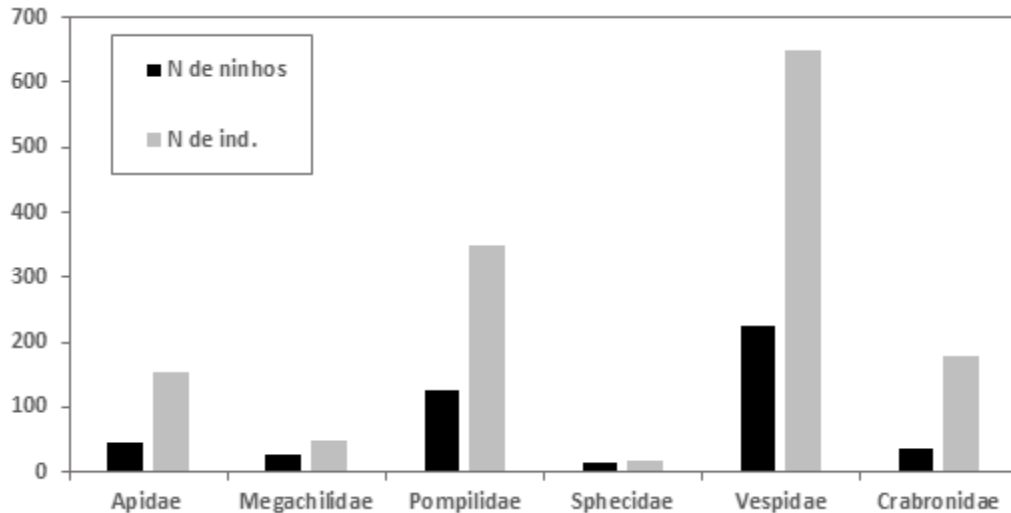
As espécies que nidificaram nos ninhos-armadilha se distribuíram em seis famílias, totalizando 26 espécies, três delas foram caracterizadas como morfo-espécies em nível de família (Apidae sp, Pompilidae sp 1 e Pompilidae sp 2), as demais foram separadas em 12 gêneros e estão listadas na Tabela 2.

No geral, a comunidade de vespas foi mais rica, com 17 espécies, distribuídas em quatro famílias: Pompilidae (6 spp.), Vespidae (5 spp.), Crabronidae (4 spp.) e Sphecidae (2 spp). As abelhas se distribuíram em duas famílias: Apidae (6 spp.) e Megachilidae (3 spp.).

**Tabela 2.** Abundância de ninhos fundados e abundância total de indivíduos das espécies de abelhas e vespas coletadas nos diferentes sítios de amostragem e diferentes ambientes (Remanescentes de FES e reflorestamentos). n/a = Abundância de ninhos/ Abundância de indivíduos; A = Alvorada; B = Congonhas; C = Santo Antônio; D = PEMG; n= Abundância de ninhos; a = Abundância de indivíduos coletados nos ninhos, emergidos ou não emergidos; T n = Total de ninhos; T Ab = Total de indivíduos coletados; Em. = Número de indivíduos emergidos coletados; N Em. = Número de indivíduos não emergidos coletados (incluindo pupas e larvas).

Família/gênero/espécie/morfo-espécie	Remanescente					Reflorestamento					T n	T ab	Em.	N Em.
	A	B	C	D	Total	A	B	C	D	Total				
Pompilidae	n/i	n/i	n/i	n/i	n/i	n/i	n/i	n/i	n/i	n/i				
<i>Auplopus</i> sp 1	19/66	15/29	13/34	4/5	51/134	0	16/49	15/47	0	31/96	82	230	173	57
<i>Auplopus</i> sp 2	2/2	0	2/14	1/2	5/18	0	1/5	0	0	1/5	6	23	19	4
<i>Auplopus</i> sp 3	3/4	5/16	3/8	0	11/28	0	5/24	4/17	0	9/41	20	69	60	9
<i>Auplopus</i> sp 4	1/2	0	0	0	1/2	0	0	0	0	0	1	2	2	0
Pompilidae sp 1	4/5	0	0	0	4/5	0	0	0	0	0	4	5	5	0
Pompilidae sp 2	0	0	0	0	0	8/14	1/1	3/6	0	12/21	12	21	15	6
Sphecidae														
<i>Podium</i> sp 1	0	0	5/6	0	5/6	0	0	0	7/11	7/11	12	17	16	1
<i>Podium</i> sp 2	0	0	0	0	0	0	0	1/1	0	1/1	1	1	1	0
Vespidae														
<i>Monobia angulosa</i> Saussure, 1852	0	0	0	0	0	0	0	20/52	0	20/52	20	52	50	2
<i>Monobia</i> sp	0	2/9	0	0	2/9	0	2/11	0	0	2/11	4	20	19	1
<i>Pachodynerus grandis</i> Willink & Roing-Alsina, 1998	23/82	7/13	36/82	4/20	70/197	6/18	71/197	15/59	13/33	105/307	175	504	455	49
<i>Pachodynerus</i> sp	1/4	0	0	0	1/4	5/26	1/5	3/7	0	9/38	10	42	31	11
<i>Zethus</i> sp	0	2/3	1/1	0	3/4	0	11/22	1/4	0	12/26	15	30	29	1
Crabronidae														
<i>Trypoxylon (Trypargilum) lactitarse</i> Saussure, 1867	0	0	5/17	0	5/17	0	0	0	1/1	1/1	6	18	15	3
<i>Trypoxylon (Trypargilum) opacum</i> Brèthes, 1913	0	0	0	0	0	1/4	0	0	0	1/4	1	4	4	0
<i>Trypoxylon (Trypoxylon)</i> sp 1	2/6	0	2/23	1/2	5/31	6/22	4/20	5/34	9/47	24/123	29	154	136	18
<i>Trypoxylon (Trypoxylon)</i> sp 2	1/2	0	0	0	1/2	0	0	0	0	0	1	2	2	0
Apidae sp	72/202	40/95	90/264	12/33	214/594	32/97	120/360	74/251	32/96	258/804	472	1194	1157	241
Apidae sp	1/4	0	6/21	0	7/25	0	0	2/8	1/1	3/9	10	34	0	34
<i>Centris (Heterocentris) analis</i> (Fabricius, 1804)	2/12	0	8/27	0	10/39	1/2	4/6	0	0	5/8	15	47	39	8
<i>Centris (Hemisiella) tarsata</i> Smith, 1874	0	0	0	0	0	1/4	1/6	0	0	2/10	2	10	10	0
<i>Euglossa (Euglossa) pleosticta</i> Dressler, 1982	0	1/8	1/8	0	2/16	0	1/5	1/7	0	2/12	4	28	21	7
<i>Euglossa (Euglossa) truncata</i> Rebêlo & Moure, 1996	0	0	0	1/4	1/4	0	0	1/5	0	1/5	2	9	9	0
<i>Tetrapedia</i> sp	3/5	4/8	2/7	0	9/20	4/7	0	0	0	4/7	13	27	22	5
Megachilidae														
<i>Carlaticola</i> sp	3/1	2/6	3/9	0	8/16	0	0	2/3	1/3	3/6	11	22	11	11
<i>Epanthidium</i> sp	3/3	1/2	2/5	0	6/10	0	2/9	1/1	0	3/10	9	20	7	13
<i>Megachile (Chrysosarus)</i> sp	4/4	1/1	1/2	1/0	7/7	0	0	0	0	0	7	7	6	1
<b>Total</b>	<b>72/202</b>	<b>40/95</b>	<b>90/264</b>	<b>12/33</b>	<b>214/594</b>	<b>32/97</b>	<b>120/360</b>	<b>74/251</b>	<b>32/96</b>	<b>258/804</b>	<b>472</b>	<b>2172</b>	<b>1157</b>	<b>241</b>

As famílias que mais ocuparam ninhos foram, em ordem decrescente: Vespidae (com 224 ninhos ocupados) > Pompilidae (com 125 ninho.) > Apidae (46 ninhos). E as que mais produziram indivíduos foram: Vespidae (648 espécimes amostrados) > Pompilidae (350 ind.) > Crabronidae (178 ind.) (Figura 6).



**Figura 6.** Abundância de ninhos e indivíduos de abelhas e vespas coletados nos quatro sítios de amostragem no norte do Paraná.

As espécies de vespas mais abundantes em relação ao número de ninhos fundados foram *Pachodynerus grandis* Willink & Roing-Alsina 1998 (175 ninhos, 34,86 %), *Auplopus* sp 1 (82 ninhos, 16,33 %) e *Trypoxylon (Trypoxylon)* sp 1 (29 ninhos, 5,77 %).

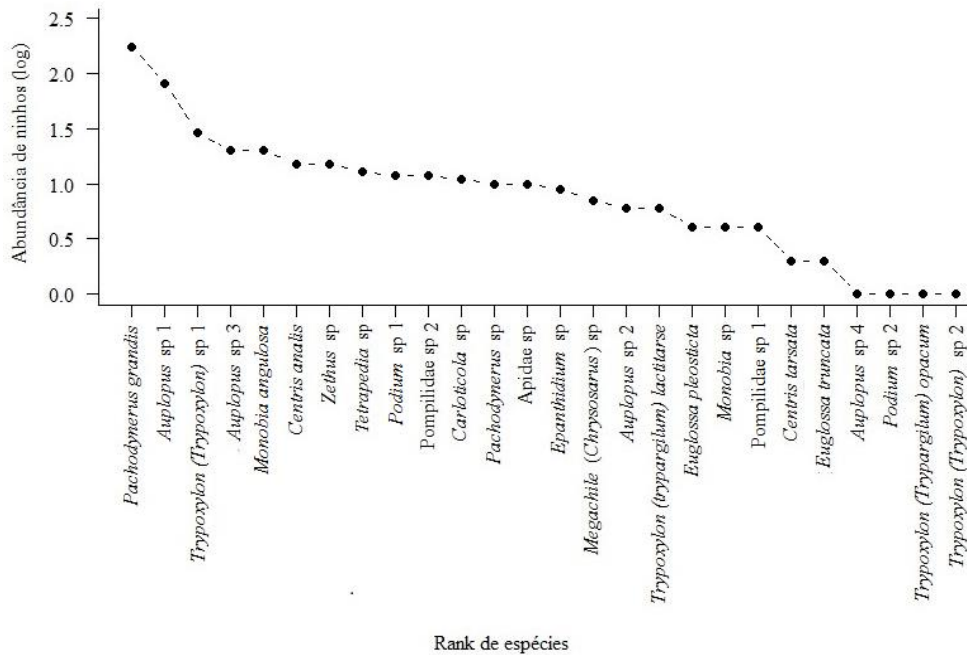
Dentre as abelhas, as espécies com maior abundância de ninhos fundados foram *Centris (Heterocentris) analis* (Fabricius, 1804) (15 ninhos, 2,98 %), *Tetrapedia* sp (13 ninhos, 2,58 %) e *Carloticola* sp (11 ninhos, 2,19 %) (Tab. 2). As espécies que realizaram menor atividade de nidificação de ninhos (1 ninho cada) e que apresentaram menor abundância de indivíduos foram *Auplopus* sp 4 (2 indivíduos emergidos), *Podium* sp 2 (1 indivíduo emergido), *Trypoxylon (Trypargilum) opacum* (4 ind. emergidos) e *Trypoxylon (Trypoxylon)* sp 2 (2 ind. emergidos).

Foram registrados cinco ninhos-armadilha “mistos”, ou seja, com duas espécies nidificando ao mesmo tempo. Destes, dois ninhos eram da espécie *Monobia angulosa* Saussure, 1852 acompanhada por *Pachodynerus grandis* ou *Auplopus* sp; em ambos os casos, foi registrada a emergência de todos os indivíduos; ainda, um ninho de *Podium* sp 1 juntamente com *Pachodynerus grandis*, também com todos os indivíduos emergidos; e, finalmente, dois ninhos mistos de Apidae sp com *Auplopus* sp 1 ou *Megachile (Chrysosarus)* sp, emergindo indivíduos de *Auplopus* sp 1 e *Megachile (Chrysosarus)* sp.

Dentre os ninhos amostrados foram coletados 1398 indivíduos de abelhas e vespas nidificantes, incluindo emergidos, não emergidos e em fase de pupa ou larva. As espécies que apresentaram maiores valores de abundância de indivíduos foram

*Pachodynerus grandis*, *Auplopus* sp 1 e *Trypoxylon* (*Trypoxylon*) sp 1, com mais de 100 indivíduos emergidos dos ninhos. Entre as demais espécies, o número de indivíduos emergidos registrado variou de 1 a 69 (Tab. 2). No caso da espécie de Apidae sp, não houve emergência de qualquer indivíduo e, apenas um chegou à fase de pupa; deste modo, também neste caso, a identificação foi feita apenas até o nível taxonômico de família.

Pelo diagrama de Whittaker, representando em um *rank* uma curva de espécie-abundância, observa-se poucas espécies com uma elevada abundância de ninhos fundados (alto *ranking*) e uma elevada proporção de espécies com poucos ninhos fundados, situada na parte baixa do *ranking* (Figura 7).



**Figura 7.** Ranking de espécies por log da abundância total de ninhos coletados ao longo de um ano (agosto de 2015 a agosto de 2016) em quatro sítios de amostram localizados no norte do Paraná.

Foram amostradas também 20 morfo-espécies de inimigos naturais, que estiveram associados à comunidade de abelhas e vespas nidificantes nos ninhos-armadilha. Estas morfo-espécies distribuíram-se em oito famílias de insetos, cinco das quais pertencentes à Ordem Hymenoptera e as demais às ordens Coleoptera, Neuroptera e Diptera: Chrysididae (8 spp.; Hymenoptera), Ichneumonidae (4 ssp; Hymenoptera), Ripiphoridae (2 spp.; Coleoptera), Mantispidae (2 spp.; Neuroptera), Megachilidae (1 spp.; Hymenoptera), Eulophidae (1 spp. Hymenoptera),

Leucospidae (1 ssp.; Hymenoptera) e uma morfo-espécie (Diptera), esta última identificada apenas até ao nível de ordem (Tabela 3). Os inimigos naturais que parasitaram mais espécies foram Ichneumonidae (8 spp.) e as espécies *Coelioxys* sp (6 spp.) e *Melittobia* sp (4 spp.), respectivamente, das famílias Megachilidae e Eulophidae. As diferentes espécies de Chrysididae parasitaram 24 ninhos de cinco espécies hospedeiras, dos quais emergiu um total de 33 indivíduos desta família de Hymenoptera.

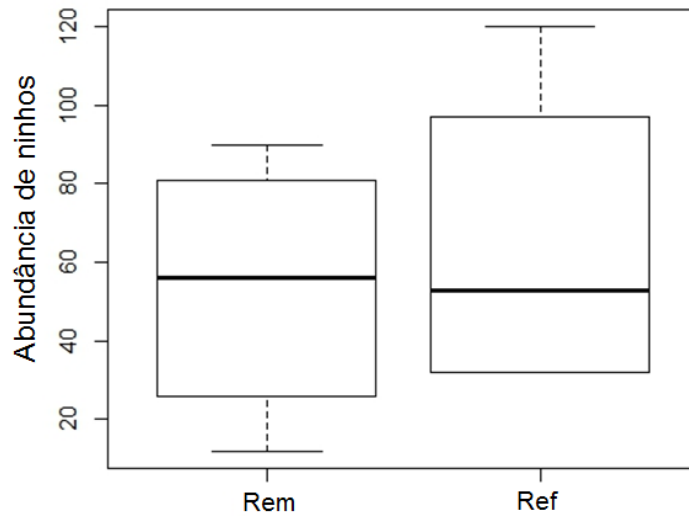
As espécies hospedeiras com maior número de inimigos naturais foram: *Pachodynerus grandis*, parasitada por 11 espécies de insetos (Chrysididae sp 1, Chrysididae sp 2, Chrysididae sp 4, Chrysididae sp 5, *Melittobia* sp, Ichneumonidae sp 1, Ichneumonidae sp 3, Ichneumonidae sp 4, *Macrosiagon* sp 1, Diptera sp e Mantispidae sp 1); seguida por *Auplopus* sp 1 e *Podium* sp1, parasitadas por sete (Chrysididae sp 1, Chrysididae sp 7, Ichneumonidae sp 1, Ichneumonidae sp 2, Ichneumonidae sp 4, *Macrosiagon* sp 1, *Macrosiagon* sp 2) e cinco espécies (Chrysididae sp 2, Chrysididae sp 4, *Melittobia* sp, Ichneumonidae sp 1, Mantispidae sp 2), respectivamente.

**Tabela 3.** Abundância de inimigos naturais encontrados em ninhos-armadilha de abelhas e vespas coletados nos remanescentes de FES e áreas de reflorestamento, nos quatro sítios de amostragem localizados no norte do Paraná. A = Alvorada; B = Congonhas; C = Santo Antônio; D = PEMG; N In = Número de indivíduos coletados emergidos ou não; N np = Número de ninhos parasitados; N sp = Número de espécies hospedeiras parasitadas.

Ordem	Família	Morfoespécies	Remanescentes					Reflorestamento					N in	N np	N sp
			A	B	C	D	Total	A	B	C	D	Total			
Hymenoptera	Megachilidae	<i>Coelioxys</i> sp	8	1	0	0	9	3	0	0	0	3	12	9	5
		Chrysididae	Chrysididae sp 1	0	0	7	0	7	0	7	1	6	14	21	12
	Chrysididae sp 2		0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	2	2	1
	Chrysididae sp 3		0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	1	1
	Chrysididae sp 4		0	0	0	0	0	0	1	0	3	4	4	3	2
	Chrysididae sp 5		0	0	2	0	2	0	0	0	0	0	2	1	1
	Chrysididae sp 6		0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	1	1
	Chrysididae sp 7		0	0	0	0	0	0	0	2	0	2	2	1	1
	Chrysididae sp 8		0	3	0	0	3	0	0	0	0	0	3	3	1
	Eulophidae	<i>Melittobia</i> sp	160	0	280	0	440	0	295	0	63	358	798	19	4
Ichneumonidae	Ichneumonidae sp 1	10	4	14	2	30	1	6	8	2	17	47	37	8	
	Ichneumonidae sp 2	6	0	1	1	8	0	1	1	0	2	10	10	3	
	Ichneumonidae sp 3	2	0	15	0	17	1	3	18	1	23	40	10	1	
	Ichneumonidae sp 4	3	3	0	0	6	0	1	0	0	1	7	6	2	
Coleoptera	Leucospidae	Leucospidae sp	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	
	Ripiphorinae	<i>Macrosiagon</i> sp 1	1	2	19	0	22	2	26	9	0	37	59	44	3
		<i>Macrosiagon</i> sp 2	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1	1
Diptera		Diptera sp	0	6	0	0	6	0	0	17	0	17	23	9	2
Neuroptera	Mantispidae	Mantispidae sp 1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	2	2	1
		Mantispidae sp 2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1
<b>Total de parasitas</b>			191	19	338	3	551	8	341	56	81	486	1037	173	43
<b>Total de espécies</b>			8	6	7	2	12	5	9	7	9	17			

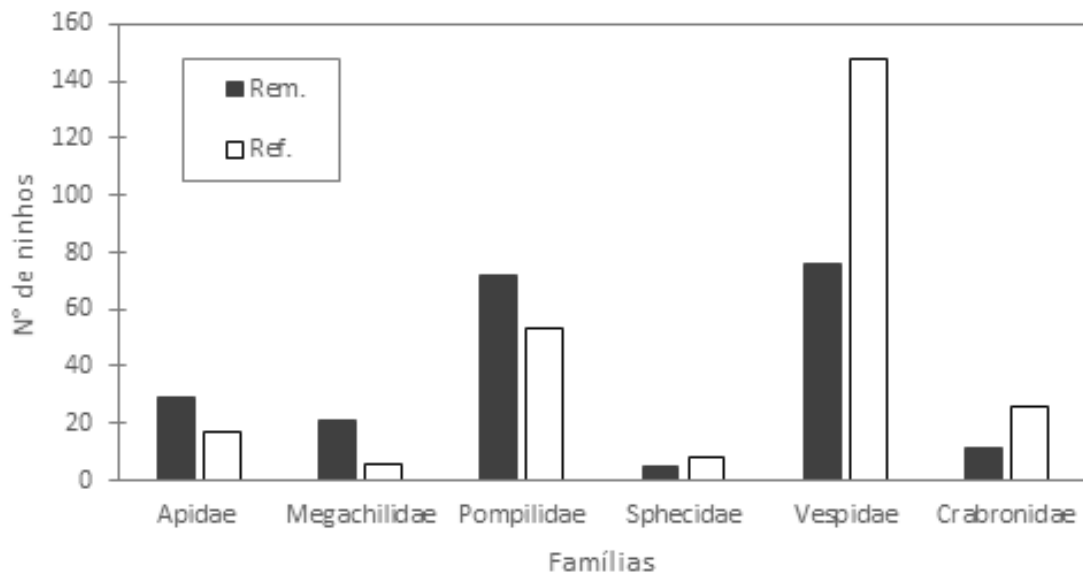
### 6.1 Comparação entre reflorestamento e remanescentes

Do total de ninhos coletados durante o estudo, 258 ninhos (23 de abelhas e 235 de vespas) foram amostrados nas áreas de reflorestamento, enquanto, 214 (50 de abelhas e 164 de vespas) foram amostrados nos remanescentes de FES. O número médio ( $\pm$  desvio padrão) e mediana do total de ninhos pelas quatro réplicas nas áreas de reflorestamentos foram 64,5 ( $\pm$ 41,96) e 53, respectivamente; para as áreas remanescentes, os valores foram 53,5 ( $\pm$  34,54) e 56, respectivamente. Embora tais resultados indiquem uma leve tendência a uma maior nidificação em áreas de reflorestamento (Figura 8), os valores não diferiram significativamente entre os ambientes ( $H = 0,08$ ,  $p = 0,77$ ).



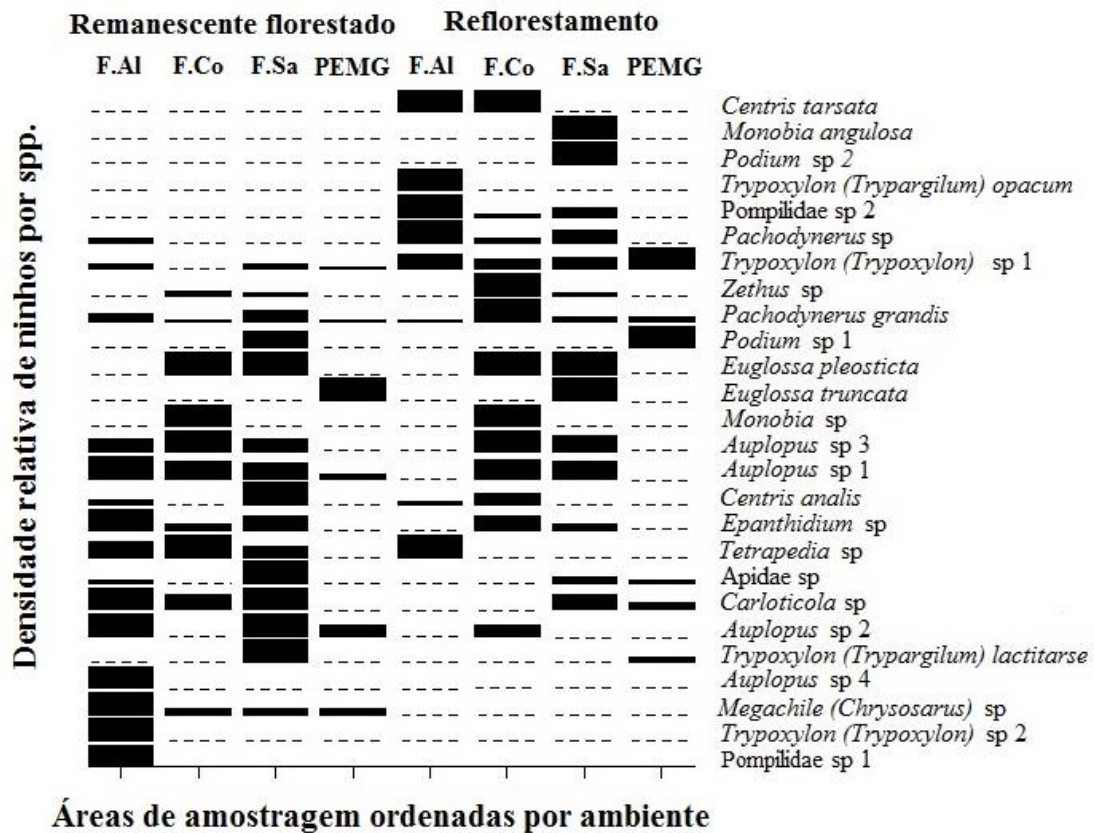
**Figura 8.** Boxplot do total de ninhos coletados em remanescentes florestais (Rem) de Floresta Estacional Semidecidual e em áreas de reflorestamentos (Ref), para os quatro sítios de amostragem do presente trabalho.

As famílias Apidae, Megachilidae e Pompilidae fundaram mais ninhos em remanescentes florestais, enquanto que as demais famílias apresentaram maior abundância em áreas de reflorestamento (Figura 9).



**Figura 9.** Número de ninhos das diferentes famílias de abelhas e vespas coletados nos quatro sítios de amostragem no norte do Paraná separados por tratamento (Remanescentes florestais e Reflorestamentos).

A maior parte das espécies de abelhas e vespas nidificou nos dois tipos de ambiente (17 spp., 65,38 %). Contudo, cinco espécies (19,23 %) - *Centris tarsata*, *Monobia angulosa*, *Podium* sp 2, *Trypoxylon (Trypargilum) opacum* Brèthes, 1913 e *Pompilidae* sp 2 - nidificaram apenas em armadilhas coletadas nos reflorestamentos, enquanto outras quatro espécies (15,38 %) - *Auplopus* sp 4, *Megachile (Chrysosarus)* sp, *Trypoxylon (Trypoxylon)* sp 2 e *Pompilidae* sp 1 - nidificaram apenas nos remanescentes florestais (Figura 10).



**Figura 10.** Densidade relativa de ninhos fundados pelas diferentes espécies ordenadas por tratamento nas áreas de amostragem (F.AI = Alvorada; F.Co = Congonhas; F.Sa = Santo Antônio; PEMG = Parque Estadual “Mata dos Godoy”) e ambientes (Remanescentes e Reflorestamentos).

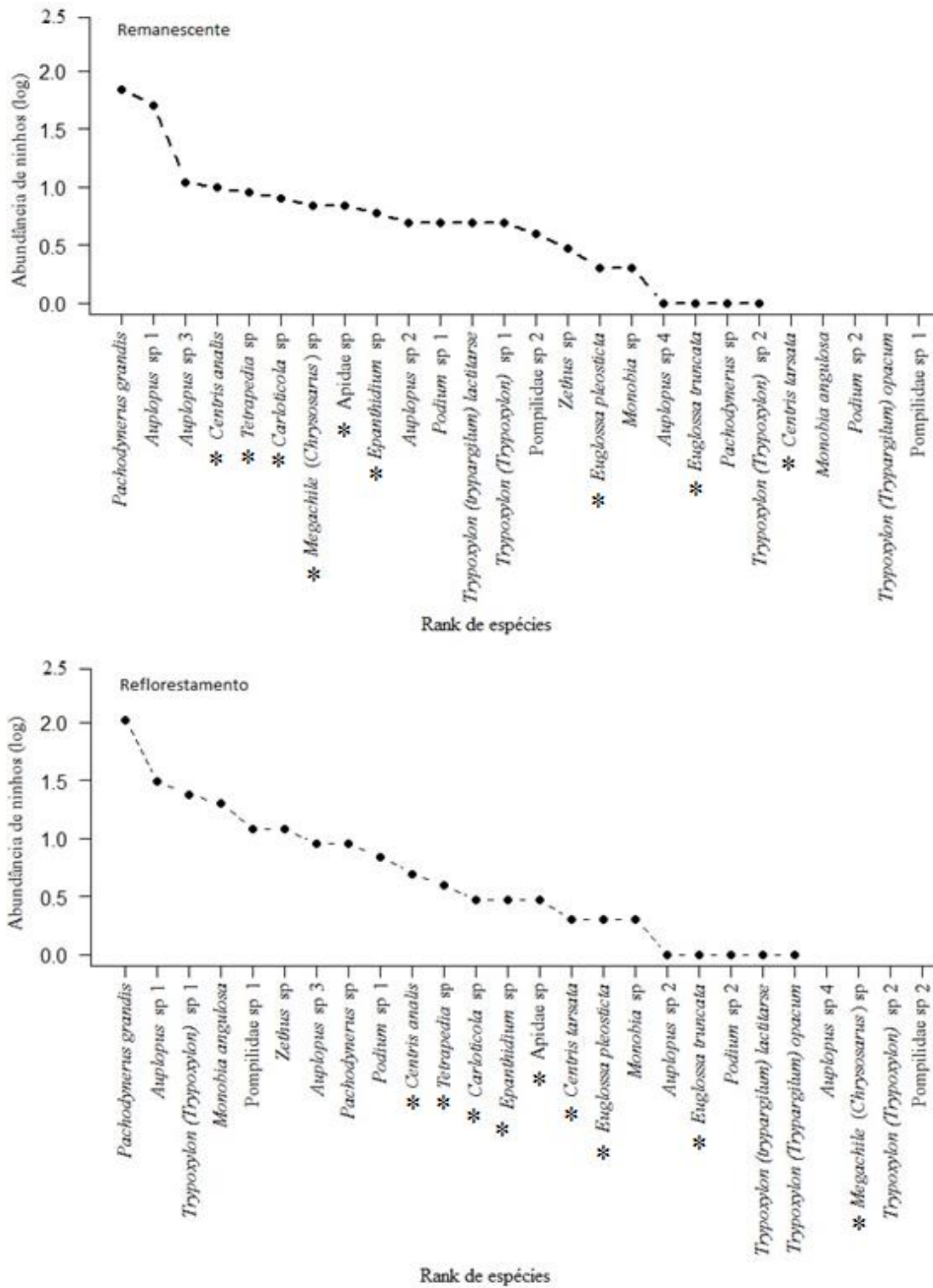
As espécies com maior abundância de ninhos no total de remanescentes florestais foram *Pachodynerus grandis* (70 ninhos, 32,71 %) e *Auplopus* sp 1 (51 ninhos, 23,83 %). As demais espécies nidificaram com baixa frequência neste ambiente, com incidências entre um e 11 ninhos, representando menos da metade da amostra (43,45 %). Do total de 50 ninhos de abelhas coletados, as espécies que mais nidificaram nas áreas remanescentes de FES foram *Centris analis* (10 ninhos),

*Tetrapedia* sp (9 ninhos) e *Carloticola* (8 ninhos), representando 12,61 % do total de ninhos coletados nos remanescentes.

Em relação as áreas de reflorestamento, as espécies em geral com maior abundância de ninhos fundados foram, *Pachodynerus grandis* com 105 ninhos (40,69 %), *Auplopus* sp 1 com 31 ninhos (12,01 %) *Trypoxylon* (*Trypoxylon*) sp 1 com 24 ninhos (9,30 %) e *Monobia angulosa* com 20 ninhos (7,75 %). Quanto aos ninhos fundados por espécies encontradas apenas nesse ambiente, foram encontrados dois ninhos de *Centris tarsata*, um de *Podium* sp 2 e um de *Trypoxylon* (*Trypargilum*) *opacum*, representando 1,55 % da amostragem.

As abelhas apresentaram uma baixa nidificação em áreas de reflorestamento; dentre as espécies que mais fundaram ninhos neste ambiente foram as mesmas que nas áreas remanescentes: *Centris analis* (N = 5), *Tetrapedia* sp (N = 4) e *Carloticola* sp (N = 3), no entanto, neste caso, com uma abundância menor de ninhos nos reflorestamentos.

Os diagramas de Whittaker obtidos para áreas de remanescentes e reflorestamentos indicaram um padrão semelhante ao do total já apresentado, principalmente, em relação as espécies mais dominantes com maior abundância de ninhos (Figura 11). Porém, é importante ressaltar que as ordenações das espécies dos médios *rankings* revelaram uma diferença entre reflorestamentos e remanescentes, indicando uma maior abundância e representatividade das espécies de abelhas em áreas de floresta comparadas a reflorestamentos (Fig. 11).



**Figura 11.** Rankings de espécies por log da abundância de ninhos de espécies de abelhas e vespas que nidificaram em áreas de reflorestamento e Remanescentes de FES situados no norte do Paraná. \* = Espécies de abelhas.

A abundância de ninhos de abelhas e vespas em conjunto não variou significativamente entre os tratamentos (Mann-Whitney:  $N = 26$ ;  $W = 682,0$ ;  $p=0,9047$ ); entretanto, quando analisados separadamente, as abundâncias de ninhos de abelhas, apresentaram diferença significativa entre tratamentos (ANOVA:  $F(1;9) = 5,21$ ;  $p < 0,05$ ), diferente das vespas (Mann-Whitney:  $N = 17$ ;  $W = 272,5$ ;  $p = 0,3942$ ).

A abundância total de indivíduos por espécie, incluindo os inimigos naturais, também foi avaliada com relação aos diferentes tratamentos de estudo. Foram coletados nas áreas de reflorestamento 1257 espécimes, sendo 1130 vespas, 70 abelhas, 37 coleópteros, 17 dípteros e três neurópteras, proveniente de 274 ninhos.

Nos remanescentes foi encontrado uma abundância total de 1144 espécimes coletados, sendo 970 vespas, 146 abelhas, 22 coleópteros e seis dípteros, proveniente de 228 ninhos. A maior parte dos inimigos naturais que apresentaram baixa frequência de ocorrência, foram encontrados apenas em áreas de reflorestamento, com destaque para as morfoespécies *Leucospidae sp 1*, *Mantispidae sp 1* e *Mantispidae sp 2* encontradas apenas no PEMG (Tab. 3). A abundância de espécimes coletados não variou significativamente entre os tratamentos (Mann-Whitney:  $N = 46$ ;  $W = 2076,0$ ;  $p = 0,6255$ ). De forma similar, quando comparadas separadamente, as abundâncias totais de abelhas (ANOVA:  $F(1;9) = 3,52$ ;  $p > 0,05$ ), vespas (Mann-Whitney:  $N = 17$ ;  $W = 272,5$ ;  $p = 0,3987$ ) e inimigos naturais (Mann-Whitney:  $N = 20$ ;  $W = 391,0$ ;  $p = 0,6168$ ) não diferiram entre total de tratamentos.

## 6.2 Riqueza, similaridade e diversidade da guilda

Analisando a abundância dos ninhos das 26 espécies nidificantes encontradas nos dois ambientes estudados, de acordo com a categorização por dominância e frequência de ocorrência segundo Palma (1975) *apud* Buschini (2006), foi encontrado nos remanescentes 9 espécies classificadas como raras, 9 espécies intermediárias e 3 comuns, nos reflorestamentos 10 espécies foram raras, 8 intermediárias e 4 comuns, sendo que as espécies *Auplopus sp* e *Pachodynerus grandis* foram as únicas consideradas comuns nos dois ambientes de estudo. *Monobia angulosa*, encontrada apenas no reflorestamento, também foi classificada como comum. As espécies classificadas como raras nos dois ambientes foram, *Euglossa Pleosticta*, *Euglossa truncata*, *Monobia sp* e *Trypoxylon (Trypargilum)*

*lactitarse*. A maior parte das abelhas foi classificada como intermediárias nos remanescentes florestais (5 spp.) e raras nas áreas de reflorestamento (5 spp.) (Tabela 4).

A riqueza total de espécies que nidificaram nos dois tipos de ambientes foi similar: 22 espécies, no reflorestamento (8 spp. de abelhas e 13 spp. de vespas) e 21 em fragmentos de FES (8 spp. de abelhas e 12 spp. de vespas).

**Tabela 4.** Frequência e dominância das espécies de vespas e abelhas amostradas com ninhos-armadilha no decorrer de um ano em áreas de Remanescentes de FES e Reflorestamentos adjacentes: Nn = Número de ninhos Categorias FO = frequência de ocorrência (pf= pouco-frequente, f= frequente e mf= muito frequente), D = dominância (d= dominante, a= acessória e oc= ocasional) e Ct = Categoria (c = espécie comum, i = intermediária e r = rara).

	Remanescente				Reflorestamento			
	Nn	FO	D	Ct	Nn	FO	D	Ct
<i>Apidae</i> sp	7	pf	a	i	3	f	oc	i
<i>Auplopus</i> sp 1	51	mf	d	c	31	f	d	c
<i>Auplopus</i> sp 2	5	f	oc	i	1	pf	oc	r
<i>Auplopus</i> sp 3	11	f	d	c	9	pf	a	i
<i>Auplopus</i> sp 4	1	pf	oc	r	0	-	-	-
<i>Carloticola</i> sp	8	f	a	i	3	f	oc	i
<i>Centris analis</i>	10	f	a	i	5	pf	oc	r
<i>Centris tarsata</i>	0	-	-	-	2	pf	oc	r
<i>Epanthidium</i> sp	6	f	a	i	3	pf	oc	r
<i>Euglossa pleosticta</i>	2	pf	oc	r	2	pf	oc	r
<i>Euglossa truncata</i>	1	pf	oc	r	1	pf	oc	r
<i>Megachile (Chrysosarus)</i> sp	7	mf	a	i	0	-	-	-
<i>Monobia angulosa</i>	0	-	-	-	20	f	d	c
<i>Monobia</i> sp	2	pf	oc	r	2	pf	oc	r
<i>Pachodynerus grandis</i>	70	mf	d	c	105	mf	d	c
<i>Pachodynerus</i> sp	1	pf	oc	r	9	f	a	i
<i>Podium</i> sp 1	5	pf	oc	r	7	f	a	i
<i>Podium</i> sp 2	0	-	-	-	1	pf	oc	r
<i>Pompilidae</i> sp 1	4	f	oc	i	0	-	-	-
<i>Pompilidae</i> sp 2	0	-	-	-	12	f	a	i
<i>Tetrapedia</i> sp	9	pf	a	i	4	f	oc	i
<i>Trypoxylon (Trypargilum) lactitarse</i>	5	pf	oc	r	1	pf	oc	r
<i>Trypoxylon (Trypargilum) opacum</i>	0	-	-	-	1	pf	oc	r
<i>Trypoxylon (Trypoxylon) sp 1</i>	5	f	oc	i	24	f	d	c
<i>Trypoxylon (Trypoxylon) sp 2</i>	1	pf	oc	r	0	-	-	-
<i>Zethus</i> sp	3	pf	oc	r	12	f	a	i
Abundância total de ninhos	214				258			
Riqueza total	21				22			

Analisando os índices de diversidade obtidos a partir da abundância dos ninhos coletados no total dos reflorestamentos e remanescentes florestais, foi

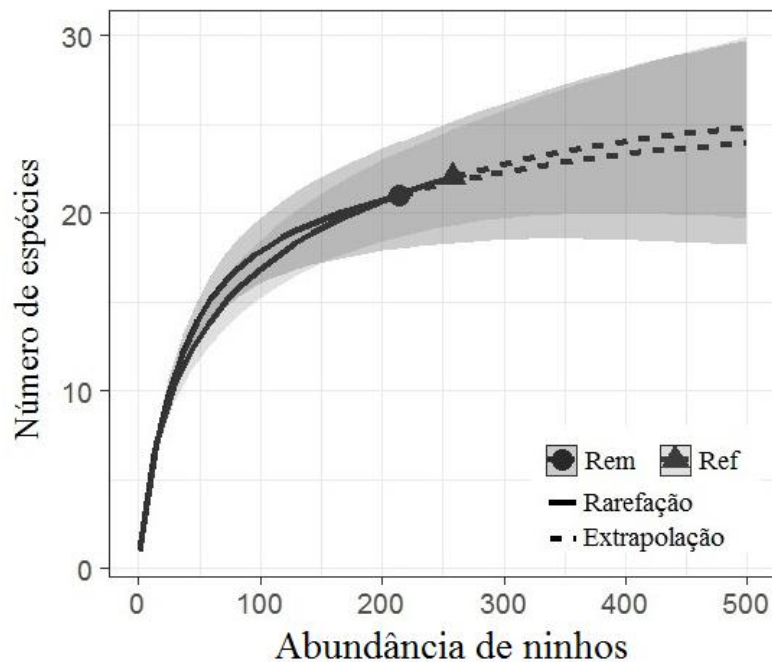
observado maiores valores de diversidade de espécies para os remanescentes florestais (Tabela 5), porém a diferença não foi significativa ( $t = -0,707$ ;  $p = 0,479$ ). Os valores de equitabilidade foram muito próximo entre os ambientes, indicando semelhança na abundância das diferentes populações amostradas.

**Tabela 5.** Estimadores de riqueza não paramétricos e índices de diversidade da guilda de abelhas e vespas coletados de agosto de 2015 a agosto de 2016 no norte do Paraná, separadas por tratamentos e sítios de amostragem. A = Fazenda Alvorada; B = Fazenda Congonhas, C = Fazenda Santo Antônio; D = PEMG; Total = Total de ninhos amostrados por espécie e tratamento; Singletons = Espécies com apenas um indivíduo na amostra; Doubletons = Espécies com apenas dois indivíduos na amostra; Unicatas = Espécies que ocorrem em uma única amostra; Duplicatas = Espécies que ocorrem em apenas duas amostras; Chao 1, Jack 1, Jack 2, Bootstrap = Estimadores de riqueza não paramétricos.

Estimadores de riqueza/ Índices de diversidade	Remanescente					Reflorestamento				
	A	B	C	D	Total	A	B	C	D	Total
N de ninhos	72	40	90	12	214	32	120	74	32	258
N de sp	15	10	15	6	21	8	13	14	6	22
Singletons	4	3	3	4	4	0	5	5	3	5
Doubletons	3	3	4	0	2	4	2	2	0	3
Unicatas	7	7	5	5	5	1	8	5	3	8
Duplicatas	4	0	7	0	6	32	2	6	1	3
<b>Chao 1</b>	16,48	10,73	15,59	11,5	22,99	11,33	19,2	17,29	8,91	24,49
<b>Jack 1</b>	21,3	15,83	19,29	9,75	25,62	13,46	20	18,29	8,4	29,38
<b>Jack 2</b>	24,06	20,5	18,69	12,25	25,19	9,44	24,71	18,29	9,75	33,83
<b>Bootstrap</b>	17,91	12,36	17,38	7,58	23,58	9,44	15,98	16,29	7,07	25,41
<b>Índice de diversidade (<math>H'</math>)</b>	2,103	1,889	2,078	1,561	2,256	1,849	1,493	2,086	1,38	2,174
<b>Índice de equitabilidade (<math>J'</math>)</b>	0,776	0,82	0,767	0,87	0,74	0,889	0,582	0,79	0,77	0,703

Os estimadores de riqueza não paramétricos apresentaram valores maiores, porém próximos da riqueza observada, tanto para o total por ambiente, como para os diferentes sítios de amostragem (Tab. 5). O estimador Jackknife de segunda ordem foi o que apresentou maiores estimativas para todas as áreas amostradas e para o total dos tratamentos (Tab. 5).

As curvas de rarefação de espécies nidificantes organizadas por total de indivíduos amostrados nos remanescentes e reflorestamentos (Figura 12), indicaram uma leve tendência a estabilização, além disso, a sobreposição dos seus intervalos de confiança indica que não houve diferença significativa entre remanescente florestais e reflorestamentos, provavelmente devido ao alto número de espécies compartilhadas entre os ambientes (Fig. 12).

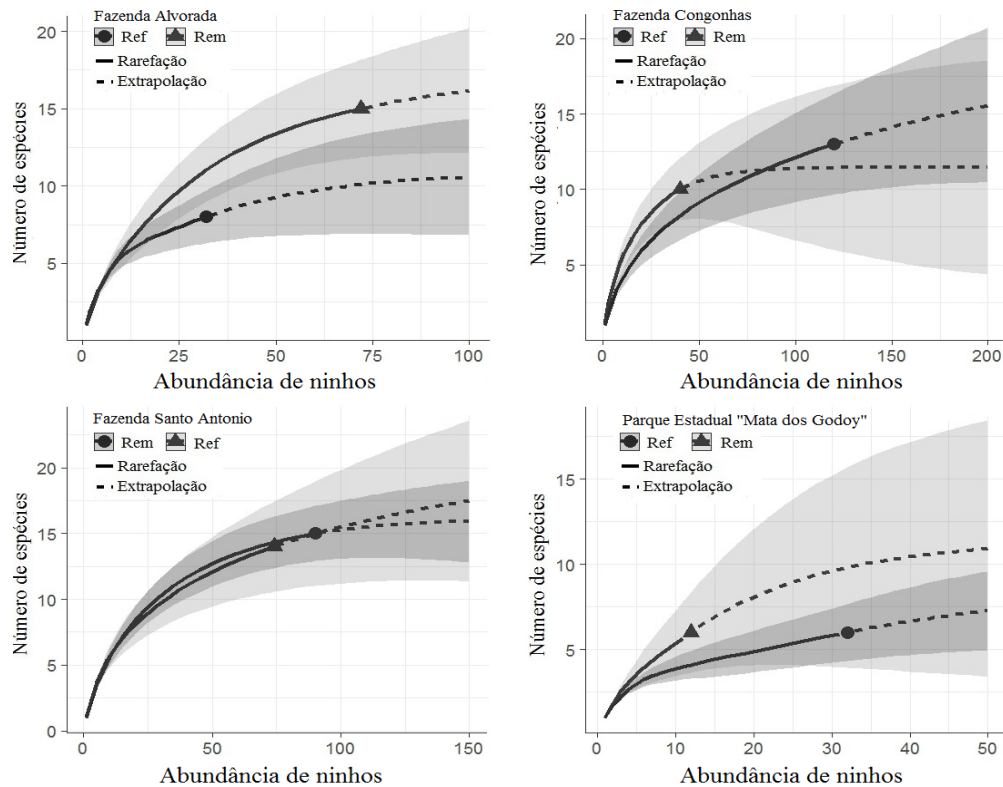


**Figura 12.** Curvas de rarefação e extrapolação da riqueza estimadas para a guilda de abelhas e vespas que nidificaram em ninhos-armadilha em função da abundância de ninhos em remanescentes florestais (Rem) e áreas de reflorestamento (Ref), localizadas no norte do Paraná e amostradas no período de agosto de 2015 a agosto de 2016.

Também foram organizadas curvas de rarefação separadas por sítios de amostragem (Figura 13), que não evidenciaram a mesma tendência de estabilização observada nas curvas para o total de ambientes, indicando que para os sítios de amostragem, individualmente, será encontrado um maior número de espécies com um esforço amostral maior.

Buscando caracterizar possíveis espécies bioindicadoras relacionadas a ambientes degradados e em processo de recuperação ou a locais preservados como fragmentos de FES, foi utilizado o teste de valor individual (IndVal) que atribui um “valor de biodiagnóstico” de um organismo, combinando abundância de espécies e sua porcentagem de ocorrência nos diferentes habitats pré-determinados (status ecológico). Devido ao grande número de espécies com baixa abundância, poucas espécies apresentaram valores significativos, o que dificultou a conclusão acerca de espécies bioindicadoras. Ainda assim foi encontrado duas espécies que apresentaram alta frequência de ocorrência e  $p$  valor significativo, *Megachile (Chrysosarus)* sp para remanescentes florestais (Indval = 100%;  $p$  valor = 0,037) e *Trypoxylon (Trypoxylon)* sp 1 para reflorestamentos (Indval = 82%;  $p$  valor = 0,027),

indicando preferências de nidificação das espécies pelos respectivos ambientes, estatisticamente comprovadas.

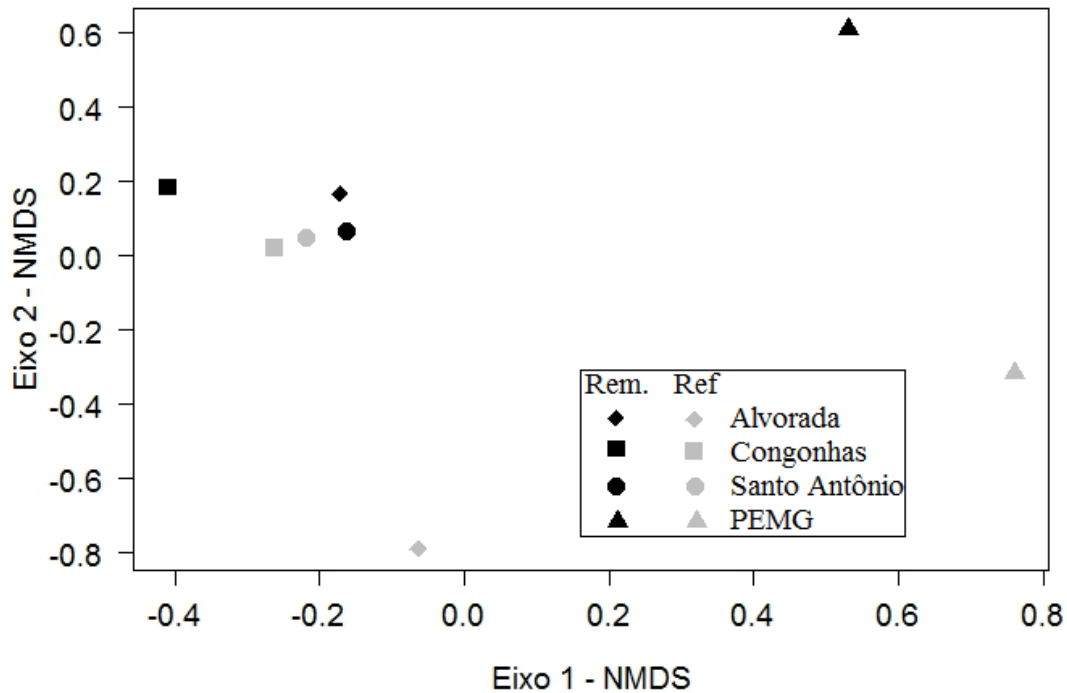


**Figura 13.** Curvas de rarefação e extrapolação da riqueza, plotadas em função da abundância de ninhos de abelhas e vespas que nidificaram em ninhos-armadilha nos quatro sítios de amostragem. Nos quatro sítios estão representadas curvas estimadas para as guildas deste grupo de insetos amostrados em áreas de reflorestamento (Ref) e fragmentos florestais remanescentes de FES (Rem), no período de agosto de 2015 a agosto de 2016.

As abundâncias relativas das espécies foram ordenadas por meio de um escalonamento multidimensional não métrico (nMDS) a fim de evidenciar diferenças na composição da comunidade de abelhas, vespas nidificantes e seus inimigos naturais entre os sítios de coleta e entre remanescentes e reflorestamento. A melhor solução para a ordenação foi encontrada na vigésima randomização, apresentou um *stress* de 0,081 e não evidenciou um agrupamento entre tratamentos nem sítios de amostragem. A análise de variância permutacional multivariada (PERMANOVA) corroborou este resultado, indicando um *p* valor não significativo para a abundância

relativa de espécies em relação aos ambientes ( $p = 0,5385$ ;  $F = 1,02$ ) e em relação as áreas de amostragem ( $p = 0,912$ ;  $F = 0,436$ ).

Além disso, a nMDS foi novamente ordenada, porém sem as espécies mais abundantes (*P. grandis* e *Melittobia* sp). Essa ordenação evidenciou um agrupamento entre os sítios de amostragem na vigésima randomização com stress de 0,06, onde todos os remanescentes exceto o do PEMG foram posicionados muito próximos dos reflorestamentos de Congonhas e Santo Antônio, indicando dessa maneira uma semelhança na comunidade de abelhas, vespas e seus inimigos naturais associados entre essas áreas de reflorestamento e remanescentes da maior parte das áreas amostradas (Figura 14).



**Figura 14.** Escalonamento multidimensional não métrico (nMDS), baseado na matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis para abundância relativa de indivíduos de abelhas, vespas e seus inimigos naturais associados (exceto espécies mais abundantes *P. grandis* e *Melittobia* sp.) coletadas em remanescentes florestais e áreas de reflorestamento nos quatro sítios de amostragem, localizados no norte do Paraná.

## 7 DISCUSSÃO

Ao levarmos em consideração que o estudo foi efetuado em fragmentos (entre 32 e 130 ha) e áreas de recuperação relativamente pequenos (por volta de 11 ha a 30 ha), a abundância e riqueza de espécies em algumas áreas foram altas se comparados a estudos desenvolvidos em FES, com esforço amostral parecido

(Loyola & Martins, 2006; Garófalo, 2008; Marchi, 2008; Marques, 2011; Teixeira, 2011; Pires *et al.*, 2012; Costa, 2015). Isso revela a importância de remanescentes de tamanhos pequenos e de áreas de recuperação ecológica em abrigar espécies de polinizadores e predadores fundamentais para o funcionamento das dinâmicas ecológicas destes ambientes (Jesus & Garófalo, 2000; Morato & Campos, 2000; Buschini & Woiski, 2008; Araújo, 2015).

O número total de ninhos de vespas foi maior que os de abelhas, coincidindo com resultados relatados por diferentes autores (Krombein, 1967; Pérez-Maluf, 1993; Morato & Campos, 2000), embora, o contrário também possa ocorrer (Camillo *et al.*, 1995; Aguiar & Martins, 2002; Gonçalves & Zanella, 2003).

A maior adaptabilidade e preferência das vespas a ambientes abertos como bordas, corredores de plantas rasteiras que conectam fragmentos e áreas de reflorestamento, podem ser os fatores que mais influenciaram na abundância desse grupo. A maior incidência solar encontrada nesses ambientes por exemplo contribui para o aumento na população de vespas, uma vez que suas crias se desenvolvem melhor e mais rápido em temperaturas elevadas (Araújo, 2015), diferente da maior parte das abelhas, relatadas mais sensíveis, com preferências por habitats mais sombreados e amenos (Morato & Campos, 2000; Loyola & Martins, 2006).

A espécie que fundou o maior número de ninhos no total de amostragens, *Pachodynerus grandis*, é uma vespa endêmica da Mata Atlântica (Reis, 2006; Woiski, 2009; Marques, 2011). Há relatos na literatura de resultados semelhantes, também indicando grande abundância de ninhos desta espécie em diferentes fitofisionomias de Floresta Atlântica (Teixeira, 2011) e em diferentes estratos arbóreos (Marques, 2011; Marques & Gaglianone, 2013).

A quantidade de ninhos do gênero *Auplopus* fundados durante o estudo foi de 109, próximo do encontrado em um fragmento urbano de floresta ombrófila mista no Parque Regional do Iguazu em Curitiba (78) (Woiski, 2009), em remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual (FES) e em Minas Gerais onde foram identificados 68 ninhos de *Auplopus militaris* (Lynch-Arribalzaga, 1873) (Zanette *et al.*, 2004).

Já o subgênero *Trypoxylon* (*Trypoxylon*) no geral, obteve a terceira abundância mais elevada do estudo (30 ninhos fundados). O gênero *Trypoxylon* de modo geral apresenta relação com áreas de intensa ação antrópica, como construções abandonadas, monocultivos e pastagens (Assis & Camillo, 1997; Morato & Campos, 2000; Santos, 2011). Foi encontrado valores significantes de

*IndVal* para a morfoespécie *Trypoxylon (Trypoxylon)* sp 1 indicando sua preferência por áreas de reflorestamento, enfatizando seu caráter bioindicador.

A oferta de presas para dieta das crias tais como, aranhas para *Trypoxylon* spp., *Auplopus* spp. e Pompilidae spp., larvas de lepidópteras para *Pachodynerus* spp. e baratas para *Podium* spp., podem influenciar significativamente a riqueza e abundância de vespas de uma localidade (Field, 1992). De fato, Klein e colaboradores (2002) evidenciaram um aumento na abundância e número de presas de Eumenine, como larvas de lepidópteras, com o aumento da intensidade do uso de terra.

Além disso, a oferta de presas pode estar disponível em maior quantidade e ao longo de todo o ano, diferente dos recursos florais utilizados por abelhas, que nem sempre estão disponíveis com a mesma frequência ao longo do ano (Teixeira, 2011).

O padrão de ocorrência dos ninhos em reflorestamentos e remanescentes foi bem definido com poucas espécies abundantes e um grande número de espécies com baixa atividade de nidificação, muitas vezes raras, aspecto bastante conhecido dessas comunidades na literatura (Krebs, 1989; Gathmann *et al.*, 1994; Camillo *et al.*, 1995; Assis & Camillo, 1997; Budrienè *et al.*, 2004; Buschini, 2006; Buschini & Woiski, 2008; Marques, 2011; Nascimeto, 2011; Teixeira, 2011). Em relação às famílias taxonômicas coletadas ao decorrer do estudo, também foi observado um padrão semelhante ao da literatura, sendo que a maior parte dos estudos desenvolvidos no domínio da Mata Atlântica relatou um predomínio das famílias, Apidae, Megachilidae, Crabronidae, Vespidae e Pompilidae. (Buschini & Woiski, 2008; Woiski, 2009; Araújo, 2015; Costa, 2015).

Apesar do total de áreas reflorestadas evidenciarem maior número de ninhos de abelhas e vespas capturados, não houve uma diferença significativa entre os valores do reflorestamentos e remanescentes florestais. Modificações microclimáticas produzidas pela fragmentação e efeitos físicos causados pela matriz antrópica que cercam as áreas de estudo pode afetar direta ou indiretamente a ocorrência e permanência das espécies, essas modificações causadas de certa forma, pelo aumento do efeito de borda (Laurance & Vasconcelos, 2009), podem desfavorecer espécies adaptadas ao interior de florestas e por outro lado beneficiar espécies adaptadas a ambientes abertos, se estabelecendo de maneira uniforme

tanto em fragmentos florestais como em reflorestamento (Lovejoy *et al.*, 1984; Morato & Campos, 2000; Loyola, 2005).

Alguns autores evidenciaram uma influência dos componentes da paisagem na proporção de nidificação abelhas e vespas solitárias. Foi relacionado um aumento na proporção de vespa nidificantes com uma maior densidade de bordas e de corredores de plantas ruderais (Holzschuh *et al.*, 2009), enquanto que as abelhas responderam a composição de paisagem, nidificando com maior proporção em áreas naturais não cultivadas e em agrossistemas mais diversificados (Morato & Campos, 2000; Holzschuh *et al.*, 2009, 2010; Santos, 2011).

Esses resultados são fortemente influenciados pelas altas abundâncias de vespas da família *Pachodynerus grandis*, *Auplopus* sp 1, *Trypoxylon* (*Trypoxylon*) sp 1 e relatadas na literatura preferencialmente em habitats abertos onde é encontrado uma grande disponibilidade de plantas ruderais com flores onde frequentemente os adultos forrageiam (Jennings & Houseweart, 1984). Os recursos utilizados para a construção dos ninhos dessas espécies, no caso barro, é encontrado em abundância, principalmente na áreas próximas do rio, o que pode ter facilitado a nidificação desse grupo, uma vez que os recursos para construção do ninho são fatores fundamentais para essa guilda, podendo muitas vezes limitar sua nidificação em alguns locais (Morato & Campos, 2000; Morato, 2004; Morato & Martins, 2006).

As espécies de abelhas com maior ocorrência nos dois ambientes (*C. analis*, *Tetrapedia* sp e *Carloticola* sp) foram registradas em áreas de FES (Teixeira, 2011) e em reflorestamento de mata ciliares em Minas Gerais (Araújo, 2015), em condições muito semelhantes as deste estudo, corroborando com os resultados registrados.

*C. tarsata* e *C. analis* foram relatadas como comuns e abundantes em uma ampla distribuição geográfica, coletadas tanto em áreas rurais como urbanas por diversos autores como em diferentes ecossistemas brasileiros (Camillo *et al.*, 1995; Viana *et al.*, 2001; Aguiar & Martins, 2002, 2002; Aguiar & Zanella, 2005; Marques, 2011), todavia, no presente estudo não foi evidenciado alta abundância de *C. tarsata* diferindo da maior parte dos estudos já citados, sendo encontrada com baixa frequência e apenas em áreas de reflorestamento. Os elevados índices pluviométricos registrados durante o ano de coleta podem ter influenciado o baixo índice de nidificação dessa espécie, uma vez que essa espécie apresenta

sazonalidade acentuada, nidificando apenas em períodos secos (Aguiar & Martins, 2002).

O Gênero *Tetrapedia* por sua vez também foi frequentemente encontrado na maior parte dos estudos com ninhos armadilha no país (Camillo *et al.*, 1995; Aguiar & Martins, 2002; Loyola & Martins, 2006; Garófalo, 2008; Santos, 2011; Teixeira, 2011; Menezes *et al.*, 2012; Araújo, 2015) além disso, essa espécie está entre as mais abundantes encontradas nos trabalhos já mencionados e foi citada por Camilo *et al.* (1995) como espécie com maior abundância em áreas antropogênicas de Cerrado, indicando uma preferência de nidificação em locais de pouca umidade e intensa luminosidade.

Vale ressaltar que foi encontrado um número pequeno de referências bibliográficas sobre a gênero *Carlótica*, sendo que essa foi relatada apenas por Teixeira (2011) em FES.

Foi evidenciada uma predileção das abelhas para remanescentes florestais, o número de ninhos foi significativamente maior nesse ambiente. Áreas de mata contínuas e clareiras naturais são caracterizadas como as preferidas das abelhas, por apresentarem proximidade aos recursos utilizados no provisionamento dos ninhos como pólen, néctar, óleos e resinas que são ofertados principalmente por espécies vegetais encontradas com maior frequência em ambientes mais maduros como remanescentes florestais (Morato & Campos, 2000; Holzschuh *et al.*, 2010; Santos, 2011).

Outros fatores relacionados com a preferência das abelhas com os remanescentes, são a variedade de fontes de alimento para os adultos, presença de locais para nidificação e condições microclimáticas favoráveis aos seus limites de tolerância (Morato & Campos, 2000). A diversidade botânica não foi avaliada no estudo, porém, alguns autores observaram um aumento na abundância e riqueza de abelhas nidificantes em ninhos-armadilha com o aumento na composição florística de algumas áreas de reflorestamento no Brasil e em agrossistemas na Alemanha (Holzschuh *et al.*, 2010; Araújo, 2015), apontando que muitas fontes importantes de alimento e recursos para nidificação para as espécies de abelhas podem estar ausentes nessas áreas..

Todos esses fatores podem ser a razão de ter sido encontrado menor tamanho populacional de abelhas nos reflorestamentos, todavia estas não foram excluídas deste ambiente, com exceção de *Megachile (Chrysosarus)*, espécie

encontrada somente nos remanescentes florestais. Esta espécie apresentou valores de *Indval* significativos para esse ambiente, revelando-se um indicador ambiental em potencial, dessa maneira sua presença ou ausência podem servir para a avaliação da evolução das áreas de restauração bem como na designação de áreas prioritárias para conservação.

O gênero *Megachile* Latreille (Megachilidae) é conhecido por utilizar materiais como pétalas e folhas cortadas na confecção dos seus ninhos. Devido a necessidade de recursos específicos para esse fim, algumas espécies podem ser exigentes quanto a seleção do habitat para a nidificação, podendo ser considerados biodiniciadores (Gazola & Garófalo, 2009).

Avaliação das frequências e dominâncias em conjunto indicaram padrões semelhantes aos discutidos até o momento, as espécies mais abundantes foram comuns nos dois ambientes de estudo, com exceção de *Monobia angulosa*, que foi comum e exclusiva em áreas de reflorestamento. O gênero *Monobia* é conhecido na literatura por ser bem adaptado a condições climáticas extremas. Com uma ampla distribuição geográfica, foi encontrado dos Estados Unidos ao Peru, em regiões costeiras desérticas, ilhas e semi-áridos (Camillo *et al.*, 1997). A sua maior abundância de nidificação em ambientes extremos indica uma ampla tolerância ecológica que provavelmente concede uma considerável vantagem desse grupo ao ocupar áreas de reflorestamento estreitas que sofrem diretamente com as pressões de borda das matrizes de monocultura.

A maior parte das abelhas foi categorizada como raras em áreas de reflorestamento e intermediaras em remanescentes florestais, indicando uma maior frequência de nidificação destas espécies em remanescentes florestais. Exceto para o gênero *Euglossa* caracterizado como raro nos dois ambientes e o gênero *Tetrapedia* caracterizado como intermediário nos dois ambientes.

Embora algumas espécies de Euglossini sejam encontradas em grande abundância em áreas urbanas e locais perturbados (Bezerra & Martins, 2001), muitas espécies são conhecido na literatura como sensíveis e vulneráveis a fragmentação e perda de habitat (Bezerra & Martins, 2001; Sofia *et al.*, 2004; Giangarelli *et al.*, 2009). Embora seus ninhos sejam relativamente comuns em estudos com ninhos armadilhas, sua nidificação é em baixa frequência (Camillo *et al.*, 1997; Morato & Campos, 2000; Garófalo *et al.*, 2004; Aguiar *et al.*, 2005; Garófalo, 2008; Gazola & Garófalo, 2009). Araújo, (2015) também relatou baixa

frequência de ninhos de *Euglossa* em áreas de reflorestamento de mata ciliar em Minas Gerais e sugeriu que essa baixa frequência pode estar relacionada a sua qualidade de bioindicador, indicando um considerável nível de perturbação nas áreas de estudo.

A riqueza de espécies de vespas e abelhas nidificantes coletadas (26) no total de áreas foi maior do que os encontrados em trabalhos situados em regiões relativamente próximas, como nos estudos desenvolvidos na bacia do Paranapanema em FES (9) e em Floresta de Araucárias no estado do Paraná (21) (Buschini & Woiski, 2008; Garófalo, 2008). Porém outros estudos no Brasil registraram riqueza de espécie mais elevadas, como Jesus e Garófalo (2000) e Camillo e colaboradores (1995) que registraram 32 e 52 espécies respectivamente. Essa distribuição de espécies pode estar relacionada a gradientes latitudinais, observado por diferentes autores (Michener, 2000; Silveira *et al.*, 2002; Buschini & Woiski, 2008).

Alguns autores indicam uma maior riqueza de espécies em áreas semidesérticas e temperadas, além disso em algumas regiões de savana e campos no sul do Brasil (Camillo *et al.*, 1997; Silveira *et al.*, 2002). A menor diversidade e riqueza de abelhas em regiões tropicais é relacionada, por alguns autores, com a maior ocorrência de espécies eussociais. Devido seu comportamento social de recrutamento de outras operárias de suas numerosas colmeias, pode ocorrer um aumento na eficiência da coleta, esgotando os recursos em um tempo menor, limitando as fontes de alimento disponíveis para as espécies solitárias, restringindo assim a riqueza de espécies (Michener, 2000; Silveira *et al.*, 2002; Buschini, 2006).

Os resultados das curvas de rarefação apresentaram tendência à estabilização para o total de tratamentos, todavia nenhuma curva apresentou padrão evidente de assíntota, dessa maneira espera-se encontrar maior riqueza de espécies nos diferentes ambientes ao efetuar um maior esforço de amostragem. A inclinação das curvas pode ter sido afetada pelo pequeno número de ocorrência de algumas espécies ao longo do tempo como as espécies de *Euglossa trucata*, *E. pleosticta* e as morfoespécies de *Podium* sp 1, *Podium* sp 2, Pompilidae sp 1 e Pompilidae sp 2 entre outras.

Os reflorestamentos foram mais ricos no geral, porém a riqueza entre ambientes foi muito próxima indicando padrões parecidos. As curvas de rarefação

para o total de ambientes evidenciaram grande número de espécies compartilhadas entre os dois ambientes, representado pela sobreposição destas.

Araújo (2015) evidenciou maior riqueza de espécies em áreas mais “complexas”, relacionando-as com a maior disponibilidade dos recursos. Porém esses dados diferiram dos resultados encontrados em algumas áreas do presente estudo e também em trabalhos desenvolvidos em campos de trigo e faixas de pousio na Alemanha e em pastagens no Brasil (Roubik, 1995; Holzschuh *et al.*, 2009, 2010).

A maior riqueza observada em áreas de reflorestamento, corrobora com estudos que evidenciaram uma maior atividade de nidificação de vespas e abelhas em áreas abertas (Pérez-Maluf, 1993; Camillo *et al.*, 1995; Aguiar & Martins, 2002; Buschini, 2006; Pires *et al.*, 2012). Segundo Fye (1972) devido à grande quantidade de plantas pioneiras encontradas em áreas abertas ou que sofreram perturbações, a disponibilidade de alimento e materiais para construção de ninhos para abelhas e vespas solitárias pode ser elevada, contribuindo para o aumento da nidificação de diferentes espécies em áreas degradadas ou em estágios sucessionais pouco avançados, aumentando assim a riqueza de espécies em áreas de reflorestamento.

Os ambientes com maior riqueza de espécies no presente estudo foram os remanescentes dos sítios Alvorada e Santo Antônio, principalmente devido ao mosaico de espécies com maior tolerância e hábitos mais generalistas, adaptadas aos dois ambientes e o grande número de espécies raras e exclusivas de cada ambiente (Morato, 2004; Costa, 2015).

É interessante ressaltar que em Alvorada os intervalos de confiança (95%) gerados pelo estimador se sobrepuseram pouco, indicando uma diferença na guilda de abelhas e vespas encontradas nos dois tipos de ambiente. Já as curvas das demais subáreas e seus respectivos tratamentos não apresentaram essa diferença em relação a separação dos intervalos indicando que não há diferença estatística nas espécies de abelhas e vespas que nidificaram em remanescentes e reflorestamentos. Esta semelhança entre ambientes é bastante evidente no sítio de amostragem Santo Antônio, onde é evidente a sobreposição total das respectivas curvas.

O PEMG apresentou a menor riqueza encontrada no estudo, apenas seis ninhos em cada ambiente amostrado, riqueza bem inferior ao encontrado na literatura já citadas e em comparação com outras áreas avaliadas. Esses resultados

diferiram do previsto, já que se esperava maior riqueza e abundância em áreas maiores, mais complexas e em estágio sucessional mais avançado.

Sobre esse fenômeno alguns autores indicam que a abundância de ninhos e riqueza de espécies podem ser afetadas pela idade da floresta, pois quanto mais velha, maior a disponibilidade de cavidades naturais no ambiente podendo reduzir a escolha pelos ninhos-armadilhas (Buschini, 2006; Morato & Martins, 2006; Buschini & Woiski, 2008; Teixeira, 2011) deste modo, a baixa riqueza de ninhos encontrados no PEMG podem estar relacionados a alta disponibilidade de cavidades naturais, dando assim uma falsa impressão que fragmentos florestais menores e mais degradados possuem maiores abundâncias de vespas e abelhas que um ambiente mais maduro (Coville & Coville, 1980).

O estimador Chao 1 foi o que mais se aproximou da riqueza real de todas as áreas amostradas, indicando uma espécie a mais para o total de remanescentes e duas espécies a mais para o total de reflorestamentos. Vale ressaltar também que o estimador Jackkniff de segunda ordem estimou uma riqueza de 33 espécies para áreas de reflorestamento, valor maior do que o encontrado no estudo, no entanto próximo do encontrado na literatura para o mesmo estimador (Teixeira, 2011; Araújo, 2015). Esses valores elevados deste estimador eram esperados, uma vez que as estimativas realizadas dependem da proporção de espécies raras encontradas.

Em relação a riqueza encontrada nos remanescentes dos diferentes sítios de coleta, Alvorada e Santo Antônio apresentaram os maiores valores de riqueza observados, porém o estimador de Jackknife 2 estimou uma riqueza maior para Congonhas em relação a Santo Antônio, provavelmente devido ao grande número de “unicatas” (espécies que ocorreram em uma única amostra) encontradas nessa área. Os maiores valores de riqueza reais nos reflorestamentos dos sítios de coleta foram em Congonhas e Santo Antônio, esse padrão foi encontrado também para os estimadores não paramétricos.

Os índices de Heterogeneidade ambiental foram muito semelhantes entre ambientes, foi encontrado maior diversidade  $H'$  em áreas de remanescentes florestais, exceto para Santo Antônio que teve índice maior para reflorestamento, mas muito próximo do seu respectivo remanescente.

Estes resultados eram esperados e estão de acordo com a literatura, já que ambientes mais conservados tendem a ter uma maior diversidade de insetos (Morato & Campos, 2000; Kumar & Shahabuddin, 2005), porém esses valores não

apresentaram diferenças estatisticamente relevantes uma semelhança entre ambientes e áreas de estudo.

Os índices de equitatividade indicaram uma dominância elevada de poucas espécies em todos os sítios de amostragem e ambientes, esses baixos índices de uniformidade foram influenciados por poucas espécies com elevada abundância em conjunto com muitas espécies raras com abundâncias baixas, de já discutidos anteriormente. A área de reflorestamento do sítio de amostragem Congonhas apresentou os menores valores de equitatividade dentre todas as áreas, provavelmente devido a ocorrência da maior parte das espécies consideradas dominantes, além da maior abundância de ninhos de *P. grandis* registrada nesse estudo.

Ao compararmos a composição da guilda de abelhas, vespas que nidificam em cavidades preexistentes e seus inimigos naturais, não foi observado diferenças entre remanescentes florestais e áreas de reflorestamento na representação gráfica da nMDS, nem diferenças significativas com o teste PERMANOVA. O grande número de espécies com grande abundância compartilhadas entre os ambientes e o pequeno número de pontos amostrais, provavelmente influenciou a semelhança na composição de abelhas e vespas observada nas análises que buscavam diferenças nessa guilda.

Esses resultados são fortes indicadores de um efetivo desenvolvimento das áreas de reflorestamento, que restaurou grande parte da guilda de abelhas e vespas remanescentes na região. Porém é importante ressaltar que os gêneros e espécies de abelhas e vespas mais abundantes nas duas áreas, são relatados na literatura como espécies com hábitos mais generalistas, sendo encontradas com frequência nidificando em áreas abertas (Morato & Campos, 2000; Aguiar & Martins, 2002; Holzschuh *et al.*, 2009, 2010; Araújo, 2015) e forrageando em plantas ruderais (Holzschuh *et al.*, 2010; Araújo, 2015).

Essa homogeneidade de espécies generalistas abundantes pode ser indicativa do acentuado efeito da borda sobre as áreas. Essa grande influência dos efeitos da paisagem, relacionados aos efeitos das matrizes antrópicas de monocultura, sobre os remanescentes pequenos e faixas de reflorestamentos, podem impossibilitar a ocorrência de espécies sensíveis a tais distúrbios (Pérez-Maluf, 1993; Morato & Campos, 2000; Aguiar & Martins, 2002; Buschini, 2006; Araújo, 2015). Araújo (2015) encontrou resultados muito semelhantes com os desse

estudo e apontou uma variação na composição de espécies de abelhas e vespas relacionadas a complexidade do habitat, sendo que esta variou em função da largura e tempo de recuperação de áreas de reflorestamento em mata ciliar no Cerrado de Minas Gerais.

Apesar dessas semelhanças entre áreas, é importante ressaltar que é possível constatar consideráveis diferenças nas populações dos dois ambientes, tanto na riqueza de espécies exclusivas de remanescentes e reflorestamentos, bem como na abundância de abelhas em remanescentes.

Por exemplo, como já foi discutido, foi observado uma diferença acentuada nos ambientes do sítio de amostragem Alvorada. Este apresentou a configuração de paisagem mais distinta entre todas as áreas, sendo que seu reflorestamento não margeia a área de remanescente florestado. Esse contato direto com a matriz agrícola, intensifica a ação dos efeitos de borda, como a exposição direta a agroquímicos, a maior intensidade luminosa e aumento da turbulência de vento (Tabanez *et al.*, 1997). Esse fator, pode ter influenciado a diferença entre composição de espécies e na baixa abundância de ninhos e espécies coletados no reflorestamento de Alvorada.

Outro fator ligado a estrutura da paisagem, que pode ter influenciado na composição de espécies é a relativa proximidade dos ambientes amostrados, as áreas de reflorestamento em todos os casos situavam-se próximas ou adjuntas dos remanescentes o que pode ter facilitado a colonização efetiva dessa guilda, com exceção de algumas espécies especializadas, indicando mais uma vez a influência no formato e conectividade e estrutura dos reflorestamentos sobre a comunidade dessas abelhas e vespas (Morato & Campos, 2000; Holzschuh *et al.*, 2009, 2010; Araújo, 2015).

### **7.1 Abundância de indivíduos de inimigos naturais**

O conhecimento sobre inimigos naturais pode contribuir na interpretação de diversos fatores que influenciam as populações de abelhas e vespas que nidificam em cavidades preexistente, colaborando com o entendimento da evolução do comportamento social que variam de solitário a primitivamente social no grupo das vespas (Auko *et al.*, 2014).

Com relação a abundância dos inimigos naturais inventariados, o número de espécies associadas ao grupo de abelhas e vespas foi maior do que o observado

em outros estudos, levando em consideração que a maioria dos estudos não discute a presença deste grupo.

Dentre as literaturas que registraram a ocorrência desse grupo, as famílias mais representativas foram as das vespas Ichneumonidae, Chrysididae Eulophidae, Multilidae e de dípteras Phoridae e Tachinidae associadas aos ninhos das espécies de vespas e abelhas (Pérez-Maluf, 1993; Assis & Camillo, 1997; Aguiar & Martins, 2002; Garófalo, 2008; Gazola & Garófalo, 2009). Todavia, um fator que dificulta a comparação com as informações disponíveis na literatura é o pouco conhecimento taxonômico acumulado para essas espécies. (Gazola & Garófalo, 2009).

Entre as morfoespécies mais abundantes nesse estudo estão Ichneumonidae, *Macrosiagon* sp e *Melittobia* sp. *Macrosiagon* sp foi amostrado em outros estudos parasitando ninhos de vespas da subfamília Eumeninae, ratificando com os resultados encontrados nesse estudo. O gênero tem distribuição vasta ocorrendo em diferentes regiões do globo, porém, foi pouco amostrado em regiões de Mata Atlântica. (Krombein, 1967; Batelka, 2013; Auko *et al.*, 2014).

A espécie *Melittobia* sp teve abundância relativamente alta devido ao seu tamanho microscópico e grande quantidade de prole, e parasitou diferentes espécies tanto de abelhas como de vespas, essa alta diversidade de hospedeiros já foi relatada por alguns autores (Loyola & Martins, 2006; Marchi, 2008; Woiski, 2009; Costa, 2015).

Outro inimigo natural interessante de ser citado que foi inventariado no estudo é a espécie de abelha do gênero *Coelioxys*, que parasitou o maior número de espécies, depois de Ichneumonidae, esse gênero de abelha cleptoparasita é bastante conhecido na literatura, parasitando principalmente ninhos de Centridini, Megachilae, *Tetrapedia* (Aguiar & Martins, 2002; Teixeira, 2011).

Duas morfoespécies das famílias Mantispidae e uma da família Leucospidae inventariadas no PEMG foram pouco relatadas na literatura até o momento (Gazola & Garófalo, 2009), no caso de Mantispidae foi encontrado apenas duas publicações relativamente recentes que registraram a ocorrência desse grupo em ninhos armadilhas de vespas e abelhas (Hook *et al.*, 2010; Auko *et al.*, 2014). Dessa maneira, mesmo com as baixas taxas de nidificação no PEMG, esse mostrou uma área em potencial em abrigar espécies raras e que ainda não foram registradas na região.

As variações na frequência de espécies de inimigos naturais (cleptoparasitas e parasitoides) em uma determinada região podem ser associadas à qualidade ambiental, uma vez que as modificações bruscas nos ambientes podem levar ao desequilíbrio da relação de adaptabilidade de hospedeiro/parasita podendo levar a um grande aumento nas relações de parasitismos (Teixeira, 2011).

Não foi encontrada uma diferença significativa na abundância de inimigos em remanescentes florestais e reflorestamentos.

## **8 CONCLUSÃO**

As semelhanças entre as populações de abelhas e vespas que nidificaram em ninhos-armadilha, encontradas nos reflorestamentos e remanescentes florestais avaliados no presente estudo, são um indicativo de que os programas de reflorestamento estão propiciando condições adequadas para o estabelecimento desse grupo de insetos, que são de extrema importância para a manutenção e sucesso desses ambientes.

Dessa forma, vale destacar que remanescentes florestais pequenos inclusos em matrizes altamente antropizadas, ainda podem conter uma rica composição de abelhas e vespas solitárias. Porém é importante ressaltar que a maioria das espécies encontradas nos dois ambientes são descritas na literatura como espécies comuns em áreas que sofrem com perturbações antrópicas, indicando um alto grau de perturbação tanto nos reflorestamentos como nos remanescentes florestais.

São necessários mais estudos sobre a dinâmica populacional desse grupo em relação a áreas de reflorestamento, visando um delineamento mais preciso que leva em consideração os efeitos da paisagem sobre as populações encontradas em reflorestamentos, como tamanho, formato e proximidade de fragmentos florestais, além das variáveis microclimáticas bióticas e abióticas que influencia as populações.

Ademais, o uso de ninhos-armadilha revelou-se uma ferramenta interessante para o manejo de espécies nativas em áreas em processo de restauração, podendo contribuir com a recuperação e manutenção dos serviços ambientais prestados por esse grupo de predadores, polinizadores e seus parasitas.

## 9 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aguiar, A.J.C. & Martins, C.F. (2002) Abelhas e vespas solitárias em ninhos-armadilha na Reserva Biológica Guaribas (Mamanguape, Paraíba, Brasil). *Revista Brasileira de Zoologia*, **19**, 101–116.
- Aguiar, C.M., Garófalo, C.A. & Almeida, G.F. (2005) Trap-nesting bees (Hymenoptera, Apoidea) in areas of dry semideciduous forest and caatinga, Bahia, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, **22**, 1030–1038.
- Aguiar, C.M. & Zanella, F.C. (2005) Estrutura da comunidade de abelhas (Hymenoptera: Apoidea: Apiformis) de uma área na margem do domínio da Caatinga (Itatim, BA). *Neotropical Entomology*, **34**, 15–24.
- Almeida, J.C. de. (2010) *Biologia de nidificação e estrutura sociogenética de ninhos de Trypoxylon (Trypargilum) albitarse Fabricius 1804 (Hymenoptera: Crabronidae): comportamento de guarda do macho e paternidade* (Dissertação de Mestrado).
- Araújo, G.J. de. (2015) *Se reconstruirmos elas virão? abelhas e vespas solitárias que nidificam em cavidades preexistentes em matas ciliares restauradas no cerrado do Sudeste do Brasil*. (Dissertação de Mestrado).
- Assis, J.M. & Camillo, E. (1997) Diversidade, sazonalidade e aspectos biológicos de vespas solitárias (Hymenoptera: Sphecidae: Vespidae) em ninhos armadilhas na região de Ituiutaba, MG. *Anais da Sociedade Entomológica do Brasil*, **26**, 335–347.
- Auko, T.H., Trad, B.M. & Silvestre, R. (2014) Five new associations of parasitoids in potter wasps (Vespidae, Eumeninae). *Revista Brasileira de Entomologia*, **58**, 376–378.
- Batelka, J. (2013) A review of the genus *Macrosiagon* in Laos (Coleoptera: Ripiphoridae). *Entomologica Basiliensia et Collectionis Frey*, **34**, 319–325.
- Begon, M., Townsend, T. & Harper, J. (2007) *Ecologia: de indivíduos a ecossistemas*. Artmed Editora, Porto Alegre.
- Bezerra, C.P. & Martins, C.F. (2001) Diversidade de Euglossinae (Hymenoptera, Apidae) em dois fragmentos de Mata Atlântica localizados na região urbana de João Pessoa, Paraíba, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, **18**, 823–835.
- Biesmeijer, J.C., Roberts, S.P.M., Reemer, M., Ohlemüller, R., Edwards, M., Peeters, T., *et al.* (2006) Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. *Science*, **313**, 351–354.
- Bosch, J. & Kemp, W.P. (2002) Developing and establishing bee species as crop pollinators: the example of *Osmia* spp. (Hymenoptera: Megachilidae) and fruit trees. *Bulletin of entomological research*, **92**, 3–16.

- Budrienė, A., Budrys, E. & Nevronytė, Ž. (2004) Solitary Hymenoptera Aculeata inhabiting trap-nests in Lithuania: nesting cavity choice and niche overlap. *Latvijas Entomologs*, **41**, 19–31.
- Buschini, M.L.T. (2006) Species diversity and community structure in trap-nesting bees in Southern Brazil. *Apidologie*, **37**, 58–66.
- Buschini, M.L.T. & Woiski, T.D. (2008) Alpha–beta diversity in trap-nesting wasps (Hymenoptera: Aculeata) in Southern Brazil. *Acta Zoologica*, **89**, 351–358.
- Calmon, M., Brancalion, P.H., Paese, A., Aronson, J., Castro, P., Silva, S.C. da, *et al.* (2011) Emerging Threats and Opportunities for Large-Scale Ecological Restoration in the Atlantic Forest of Brazil. *Restoration Ecology*, **19**, 154–158.
- Camillo, E., Garófalo, C.A. & Serrano, J.C. (1997) Biology of *Monobia angulosa* Saussure in trap-nests (Hymenoptera: Vespidae: Eumeninae). *Anais da Sociedade Entomológica do Brasil*, **26**, 169–175.
- Camillo, E., Garofalo, C.A., Serrano, J.C. & Mucillo, G. (1995) Diversidade e abundância sazonal de abelhas e vespas solitárias em ninhos armadilhas (Hymenoptera: Apocrita: Aculeata). *Revista Brasileira de Entomologia*, **39**, 459–470.
- Campos, W.H., Neto, A.M., Peixoto, H.J.C., Godinho, L.B. & Silva, E. (2012) Contribuição da fauna silvestre em projetos de restauração ecológica no Brasil. *Pesquisa Florestal Brasileira*, **32**, 429.
- Cavalheiro, A.L., Torezan, J.M.D., Fadelli, E.L., Medrim, M.E., Bianchini, E., Shibatta, O.A., *et al.* (2002) Recuperação de áreas degradadas: procurando por diversidade e funcionamento dos ecossistemas. In *A bacia do rio Tibagi. Londrina, Paraná, Brazil*. pp. 213–224.
- Chao, A., Gotelli, N.J., Hsieh, T.C., Sander, E.L., Ma, K.H., Colwell, R.K., *et al.* (2014) Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*, **84**, 45–67.
- Cidin, R. da C.P.J. & Silva, R.S. (2004) Pegada ecológica: instrumento de avaliação dos impactos antrópicos no meio natural. *Estudos Geográficos*, **2**, 43–5.
- Cordeiro, G.D. (2009) *Abelhas solitárias nidificantes em ninhos-armadilha em quatro áreas de Mata Atlântica do estado de São Paulo* (Dissertação de Mestrado).
- Costa, C.C.F. da. (2015) *Assembleia de vespas (Hymenoptera) que nidificam em ninhos-armadilha na Reserva Natural do Salto-Morato (Pr)* (Dissertação de Mestrado).
- Costa-Maia, F.M., Lourenço, D.A.L. & Toledo, V.A.A. (2010) Aspectos econômicos e sustentáveis da polinização por abelhas. *Sistemas de Produção Agropecuária (Ciências Agrárias, Animais e Florestais)*, 45–67.
- Coville, R.E. & Coville, P.L. (1980) Nesting biology and male behavior of *Trypoxylon* (*Trypargilum*) *tenoctlilan* in Costa Rica (Hymenoptera: Sphecidae). *Annals of the Entomological Society of America*, **73**, 110–119.

- Dos Anjos, D.F. (2008). Represa Capivara: Impactos sócio-ambientais e econômicos no Município de Primeiro de Maio. In: *PARANÁ. Secretaria de Estado da Educação. Superintendência de Educação. O professor PDE e os desafios da escola pública paranaense, 2008. Curitiba: SEED/PR., 2011.1.* (Cadernos PDE). Disponível em: <[www.gestaoescolar.diaadia.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=20](http://www.gestaoescolar.diaadia.pr.gov.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=20)>. Acesso em 13/01/17. ISBN 978-85-8015-039-1.
- Dufrene, M. & Legendre, P. (1997) Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological monographs*, **67**, 345–366.
- Fahrig, L. (2003) Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, **34**, 487–515.
- Field, J. (1992) Intraspecific parasitism as an alternative reproductive tactic in nest-building wasps and bees. *Biological Reviews*, **67**, 79–126.
- Fye, R.E. (1972) The effect of forest disturbances on populations of wasps and bees in northwestern Ontario (Hymenoptera: Aculeata). *The Canadian Entomologist*, **104**, 1623–1633.
- Garófalo, C.A. (2000) Comunidade de abelhas (Hymenoptera, Apoidea) que utilizam ninhos-armadilha em fragmentos de matas do Estado de São Paulo. *Anais do Encontro sobre Abelhas, Ribeirão Preto*, **4**, 121–128.
- Garófalo, C.A. (2008) Abelhas (Hymenoptera, Apoidea) nidificando em ninhos-armadilha na estação ecológica dos Caetetus, Gália, SP. In *Anais do VIII Encontro sobre Abelhas-Biodiversidade e uso sustentado de abelhas*. pp. 208–217.
- Garófalo, C.A., Martins, C.F. & Alves-dos-Santos, I. (2004) The Brazilian solitary bee species caught in trap nests. In *International Workshop on solitary bees and their role in pollination, Beberibe, CE. Solitary Bees: conservation, rearing and management for pollination, Fortaleza: Imprensa Universitária*. pp. 77–84.
- Gathmann, A., Greiler, H.-J. & Tschardt, T. (1994) Trap-nesting bees and wasps colonizing set-aside fields: succession and body size, management by cutting and sowing. *Oecologia*, **98**, 8–14.
- Gazola, A.L. & Garófalo, C.A. (2009) Trap-nesting bees (Hymenoptera: Apoidea) in forest fragments of the State of São Paulo, Brazil. *Genetics and molecular research*, **8**, 607–622.
- Giangarelli, D.C., Freiria, G.A., Colatreli, O.P., Suzuki, K.M. & Sofia, S.H. (2009) *Eufriesea violacea* (Blanchard) (Hymenoptera: Apidae): an orchid bee apparently sensitive to size reduction in forest patches. *Neotropical Entomology*, **38**, 610–615.
- Gonçalves, A.F. & Zanella, F.C.V. (2003) Ciclos de nidificação de abelhas e vespas solitárias que utilizam cavidades preexistentes no semi-árido paraibano. In *Anais do Congresso de Ecologia do Brasil*. pp. 322–324.
- Gould, R.K., Pejchar, L., Bothwell, S.G., Brosi, B., Wolny, S., Mendenhall, C.D., *et al.* (2013) Forest restoration and parasitoid wasp communities in montane Hawai'i. *PLoS one*, **8**, e59356.

- Gullan, P.J., Cranston, P.S., McInnes, K.H. & Hoenen, S.M.M. (2007) *Os insetos: um resumo de entomologia*. Roca, São Paulo.
- Hammer, Ø., Harper, D.A.T. & Ryan, P.D. (2001) PAST-palaeontological statistics, ver. 1.89. *Palaeontologia electronica*, **4**.
- Holzschuh, A., Steffan-Dewenter, I. & Tscharrntke, T. (2009) Grass strip corridors in agricultural landscapes enhance nest-site colonization by solitary wasps. *Ecological Applications*, **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? *Journal of Animal Ecology*, **79**, 491–500.
- Hook, A.W., Oswald, J.D. & Neff, J.L. (2010) *Plega hagenella* (Neuroptera: Mantispidae) parasitism of *Hylaeus* (*Hylaeopsis*) sp. (Hymenoptera: Colletidae) reusing nests of *Trypoxylon manni* (Hymenoptera: Crabronidae) in Trinidad. *Journal of Hymenoptera Research*, **19**, 77–83.
- Hsieh, T.C., Ma, K.H. & Chao, A. (2016) iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution*, **7**, 1451–1456.
- Imperatriz-Fonseca, V.L., Contrera, F.A.L. & Kleinert, A.M.P. (2004) A meliponicultura e a iniciativa brasileira dos polinizadores. In *XV CONGRESSO BRASILEIRO DE APICULTURA E O CONGRESSO BRASILEIRO DE MELIPONICULTURA*, Natal.
- Imperatriz-Fonseca, V.L. & Nunes-Silva, P. (2010) As abelhas, os serviços ecossistêmicos e o Código Florestal Brasileiro/Bees, ecosystem services and the Brazilian Forest Code. *Biota Neotropica*, **10**, 59–62.
- Jennings, D.T. & Houseweart, M.W. (1984) Predation by eumenid wasps (Hymenoptera: Eumenidae) on spruce budworm (Lepidoptera: Tortricidae) and other lepidopterous larvae in spruce-fir forests of Maine. *Annals of the Entomological Society of America*, **77**, 39–45.
- Jesus, B.M.V. & Garófalo, C. (2000) Nesting behaviour of *Centris* (*Heterocentris*)  *analis* (Fabricius) in southeastern Brazil (Hymenoptera, Apidae, Centridini). *Apidologie*, **31**, 503–515.
- Klein, A.-M., Steffan-Dewenter, I., Buchori, D. & Tscharrntke, T. (2002) Effects of land-use intensity in tropical agroforestry systems on coffee flower-visiting and trap-nesting bees and wasps. *Conservation biology*, **16**, 1003–1014.
- Krebs, C.J. (1989) *Ecological methodology*. Harper & Row New York.
- Krombein, K.V. (1967) *Trap-nesting wasps and bees*. Smithsonian Press, Washington, DC.

- Kumar, R. & Shahabuddin, G. (2005) Effects of biomass extraction on vegetation structure, diversity and composition of forests in Sariska Tiger Reserve, India. *Environmental Conservation*, **32**, 248–259.
- Laurance, W.F. & Vasconcelos, H.L. (2009) Conseqüências ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia. *Oecologia Brasiliensis*, **13**, 434–451.
- Lovejoy, T.E., Rankin, J.M., Bierregaard Jr, R.O., Brown Jr, K.S., Emmons, L.H. & Van der Voort, M.E. (1984) Ecosystem decay of Amazon forest remnants. *Extinctions. University of Chicago Press, Chicago*, **111**, 295–325.
- Loyola, R.D. (2005) *Efeitos de área e estrutura de habitat sobre a riqueza e nidificação de vespas e abelhas solitárias (Hymenoptera: Aculeata)*. (Dissertação de Mestrado).
- Loyola, R.D. & Martins, R.P. (2006) Trap-nest occupation by solitary wasps and bees (Hymenoptera: Aculeata) in a forest urban remanent. *Neotropical Entomology*, **35**, 41–48.
- Maack, R. (1968) *Geografia física do Estado do Paraná*. 3rd edn. Imprensa Oficial, Curitiba.
- Majer, J.D. (2009) Animals in the restoration process—progressing the trends. *Restoration Ecology*, **17**, 315–319.
- Marchi, P. (2008) *Biologia de nidificação de abelhas solitárias em áreas de Mata Atlântica* (Tese de Doutorado).
- Marques, M.F. (2011) *Guilda de Aculeata (Insecta, Hymenoptera) nidificantes em ninhos-armadilha em um gradiente altitudinal na mata atlântica, Rio de Janeiro* (Dissertação de Mestrado).
- Marques, M.F. & Gaglianone, M.C. (2013) Biologia de nidificação e variação altitudinal na abundância de *Megachile (Melanosarus) nigripennis* Spinola (Hymenoptera, Megachilidae) em um inselberg na Mata Atlântica, Rio de Janeiro. *Bioscience Journal*, **29**, 198–208.
- Menezes, G.B., Gonçalves-Esteves, V., Bastos, E.M., Augusto, S.C. & Gaglianone, M.C. (2012) Nesting and use of pollen resources by *Tetrapedia diversipes* Klug (Apidae) in Atlantic Forest areas (Rio de Janeiro, Brazil) in different stages of regeneration. *Revista Brasileira de Entomologia*, **56**, 86–94.
- Michener, C.D. (2000) *The bees of the world*. Johns Hopkins University Press, Baltimore, Md.
- Morato, E.F. (2004) *Efeitos da sucessão florestal sobre a nidificação de vespas e abelhas solitárias* (Tese de Doutorado).
- Morato, E.F. & Campos, L. de O. (2000) Efeitos da fragmentação florestal sobre vespas e abelhas solitárias em uma área da Amazônia Central. *Revista Brasileira de Zoologia*, **17**, 429–444.

- Morato, E.F. & Martins, R.P. (2006) An overview of proximate factors affecting the nesting behavior of solitary wasps and bees (Hymenoptera: Aculeata) in preexisting cavities in wood. *Neotropical Entomology*, **35**, 285–298.
- Nascimeto, A.L. de O. (2011) *Vespas solitárias (Hymenoptera: Aculeata) ocupando ninhos-armadilha no Parque Estadual da Ilha Anchieta, Ubatuba, SP.* (Dissertação de Mestrado).
- Oksanen, J., Kindt, R., Legendre, P., O'Hara, B., Stevens, M.H.H., Oksanen, M.J., et al. (2007) The vegan package. *Community ecology package*, **10**, 631–637.
- Pérez-Maluf, R. (1993) *Biologia de vespas e abelhas solitárias, em ninhos-armadilhas* (Dissertação de Mestrado).
- Pielou, E.C. (1966) The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of theoretical biology*, **13**, 131–144.
- Pires, E.P., Pompeu, D.C. & Souza-Silva, M. (2012) Nidificação de vespas e abelhas solitárias (Hymenoptera: aculeata) na reserva biológica Boqueirão, Ingaí, Minas Gerais= Nesting of solitary wasps and bees (Hymenoptera: aculeata) in the biological reserve Boqueirão, Ingaí, Minas Gerais. *Bioscience Journal*, **28**.
- R DevelopmentCore Team. (2016) R:A Language and Environment for Statistical Computing R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, <<http://www.R-project.org>> 14th June 2016.
- Reis, A.L.N. (2006) *Abelhas e vespas (Hymenoptera) em ninhos-armadilha na restinga de Iquipari (São João da Barra, RJ)* (Monografia).
- Roubik, D.W. (1995) *Pollination of cultivated plants in the tropics*. Food & Agriculture Org.
- Sampson, B.J. & Cane, J.H. (2000) Pollination efficiencies of three bee (Hymenoptera: Apoidea) species visiting rabbiteye blueberry. *Journal of Economic Entomology*, **93**, 1726–1731.
- Santos, A.A. dos. (2011) *Nidificação de abelhas e vespas solitárias e biologia reprodutiva de Megachile dentipes Vachal (Hymenoptera, Megachilidae) em ninhos-armadilha* (Dissertação de Mestrado).
- Silveira, F.A., Melo, G.A. & Almeida, E.A. (2002) *Abelhas brasileiras: sistemática e identificação*. Fernando A. Silveira Belo Horizonte (MG, Brazil), Belo Horizonte.
- Sofia, S.H., Santos, A.M. dos & Silva, C.R. da. (2004) Euglossine bees (Hymenoptera, Apidae) in a remnant of Atlantic Forest in Paraná state, Brazil. *Iheringia. Série Zoologia*, **94**, 217–222.
- Suganuma, M.S. & Torezan, J.M.D. (2013) Evolução dos processos ecossistêmicos em reflorestamentos da Floresta Estacional Semidecídua1, **40**, 557–565.
- Suganuma, M.S., Torezan, J.M.D., Cavalheiro, A.L., Vanzela, A.L.L. & Benato, T. (2008) Comparando metodologias para avaliar a cobertura do dossel e a

luminosidade no sub-bosque de um reflorestamento e uma floresta madura. *Revista Árvore*, **32**, 377–385.

Tabanez, A.A.J., Viana, V.M. & Dias, A. da S. (1997) Conseqüências da fragmentação e do efeito de borda sobre a estrutura, diversidade e sustentabilidade de um fragmento de floresta de planalto de Piracicaba, SP. *Revista brasileira de biologia*, **57**, 47–60.

Teixeira, F.M. (2011) *Aculeata (Insecta, Hymenoptera) em ninhos-armadilha em diferentes tipos fitofisionômicos de Mata Atlântica no estado do Rio de Janeiro* (Tese de Doutorado).

Torezan, J.M., Medri, M.E., Bianchini, E., Shibatta, O.A. & Pimenta, J.A. (2002) Nota sobre a vegetação da bacia do rio Tibagi. In *A bacia do rio Tibagi*. Londrina, pp. 103–107.

Torezan, J.M.D. (2006) A vegetação do Parque Estadual Mata dos Godoy. In *Ecologia do Parque Estadual Mata dos Godoy*. Londrina: ITEDES. Silveira, S., pp. 19–27.

Viana, B.F., Silva, F.O. & Kleinert, A.M. (2001) Diversidade e sazonalidade de abelhas solitárias (Hymenoptera: Apoidea) em dunas litorâneas no nordeste do Brasil. *Neotropical Entomology*, **30**, 245–251.

Williams, N.M. (2011) Restoration of nontarget species: bee communities and pollination function in riparian forests. *Restoration Ecology*, **19**, 450–459.

Winfree, R. (2010) The conservation and restoration of wild bees. *Annals of the New York Academy of Sciences*, **1195**, 169–197.

Woiski, T.D. (2009) *Estrutura da comunidade de vespas e abelhas solitárias em um fragmento urbano de Floresta Ombrófila Mista* (Dissertação de Mestrado).

Zanette, L.R.S., Soares, L.A., Pimenta, H.C., Gonçalves, A.M. & Martins, R.P. (2004) Nesting biology and sex ratios of *Auplopus militaris* (Lynch-Arribalzaga 1873) (Hymenoptera Pompilidae). *Tropical Zoology*, **17**, 145–154.

Zar, J.H. (1999) *Biostatistical analysis*. Prentice Hall. New Jersey.