

ABELHAS E VESPAS (HYMENOPTERA) COMO INDICADORAS ECOLÓGICAS EM UMA ÁREA DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL

Marília Melo Favalesso^{1,3*} & Rodrigo Barbosa Gonçalves^{2,3}

¹Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE), Departamento de Ciências Biológicas e da Saúde, Programa de Pós-Graduação em Conservação e Manejo de Recursos Ambientais. Rua Universitária, 2069, Cascavel, PR, Brasil. CEP: 85819-110

²Universidade Federal do Paraná (UFPR), Departamento de Zoologia. Avenida Coronel Francisco H. dos Santos, 100, Centro Politécnico, Jardim das Américas, Curitiba, PR, Brasil. CEP: 81531-980

³Universidade Federal do Paraná (UFPR), Laboratório de Hymenoptera de Palotina (HYMPAL). Rua Pioneiro, 2153, Palotina, PR, Brasil. CEP: 85950-000

E-mails: biologist.mmf@gmail.com, goncalvesrb@gmail.com

RESUMO

A fim de investigar a resposta de abelhas e vespas (Hymenoptera) à restauração ambiental, foram comparadas assembleias de um fragmento em restauração a outros seis fragmentos de floresta primária no oeste do Paraná, Brasil. Abelhas e vespas foram amostradas em cinco fragmentos em 2013 e os restantes, incluindo o fragmento em restauração, em 2014. As amostragens foram realizadas por pratos-armadilha nas cores azul e amarelo, entre às 9:00h-15:00h, durante os meses de fevereiro, março e abril. O número de armadilhas variou conforme o perímetro das áreas para garantir uma amostragem proporcional. No total, foram realizadas 21 coletas, com esforço amostral de 126h. O fragmento em restauração apresentou valores de índices ecológicos estatisticamente iguais àqueles dos maiores fragmentos de floresta amostrados, porém com composição de espécies diferente destes. As principais espécies a diferenciar as assembleias dos fragmentos e da área em restauração foram identificadas pela análise SIMPER. Em geral as espécies comuns dos fragmentos de floresta apresentaram uma correlação significativa ($r_s < 0,05$) com algum dos descritores de áreas testados. No entanto, não houve associação entre as principais espécies do fragmento restaurado e os descritores de área ($r_s > 0,05$). O fragmento em restauração oferece oportunidade para uma colonização diversificada e com composição própria de abelhas e vespas, porém ainda diferente dos seis fragmentos referência e por isso ainda não considerado como restaurado.

Palavras-chave: assembleia; colonização; habitat perturbado; sucessão ecológica.

ABSTRACT - BEES AND WASPS (HYMENOPTERA) AS ECOLOGICAL INDICATORS IN A FOREST RESTORATION AREA

In order to investigate the response of bees and wasps (Hymenoptera) to environmental restoration, one assemblage of a restoration fragment was compared to six other primary forest fragments in western Paraná, Brazil. Bees and wasps were sampled in five fragments in 2013 and the remainder, including the fragment undergoing restoration, in 2014. The samples were collected by bowl-traps in blue and yellow colors, between 9 am and 3 pm, during February, March and April. The number of traps varied with the perimeter of the areas to ensure a proportional sampling effort. In total, 21 samples were taken, with sampling effort of 126 h. The restoration fragment presented ecological indexes values (H' , D and D_{mn}) statistically equal to those of the largest sampled forest fragments, but it has different species in relation to other forest fragments. The main species to differentiate the assemblages of the forest and restoration fragments were identified by SIMPER analysis. Generally, the common species of forest fragments showed a significant correlation ($r_s < 0.05$) with area descriptors. However, there was no association between the main species of the restored fragment and the area descriptors ($r_s > 0.05$). The fragment in restoration provides opportunity for a diverse colonization and presents its own composition of bees and wasps, but still different from the six reference fragments and so it is still not considered as restored.

Keywords: assembly; colonization; disturbed habitat; ecological succession.

INTRODUÇÃO

As florestas tropicais fornecem uma série de serviços ambientais com benefícios a nível local, regional e até mesmo global, provendo ao ser humano

bens de valores econômicos e ecossistêmicos (Gardner *et al.* 2013). Contudo, a conversão de ambientes naturais para o uso rural e urbano resulta em uma degradação das florestas primárias, levando à fragmentação e isolamento de habitats e,

consequentemente, à perda da biodiversidade e dos serviços ambientais (Tabarelli *et al.* 2004, Fischer & Lindenmayer 2007). Apesar do impacto da redução florestal na biodiversidade ainda não ser totalmente compreendido, sabe-se que uma das principais consequências é a perda de espécies, originando assim um efeito cascata através da rede de interações, ocasionando a fragilização de processos ecológicos indispensáveis à manutenção dos ecossistemas.

A restauração e a gestão adequadas de habitats se apresentam como alternativas para o resgate da biodiversidade e dos processos ecológicos perdidos pelo desflorestamento (Brancaion *et al.* 2009). No geral, a restauração ambiental objetiva recriar florestas viáveis por intermédio da reintrodução e manejo de espécies vegetais, condizentes com as dos habitats naturais, restaurando os habitats e seus processos e serviços ecológicos (Brancaion *et al.* 2009). Para tanto, é esperado que ambientes restaurados atinjam a mesma complexidade ecológica que ambientes originais ou de referência, sendo de fundamental importância o emprego de medidas que avaliem a substituição contínua dos organismos até o estado biótico de um ambiente plenamente restaurado. Avaliações periódicas são necessárias a fim de avaliar os indicativos sobre a sucessão da floresta e das ações de restauração escolhidas (Brancaion *et al.* 2009).

Existe uma gama de ferramentas que podem ser empregadas para o monitoramento da restauração florestal, aparte das medições diretas das espécies vegetais utilizadas na restauração do habitat, mas também considerando espécies chaves para o sucesso do projeto implementado. Neste contexto, o monitoramento de espécies de abelhas e vespas é adequado e constantemente utilizado (Forup & Memmott 2005, Hopwood 2008, Christie & Hochuli 2009, Exeler *et al.* 2009, Holzschuh *et al.* 2010, Knoll & Penatti 2012, Rutgers-Kelly & Richards 2013, Gonçalves *et al.* 2014).

As abelhas são os principais polinizadores de angiospermas no mundo, fortemente relacionados com a evolução e diversificação das plantas com flores (Michener 2007). Existe uma relação mutualística positiva entre as abelhas e as plantas, onde as abelhas buscam pólen, néctar, essências e óleos florais para se alimentar e alimentar a sua prole, em um processo

que favorece a planta por meio da polinização, esta relação é importante para a restauração, por contribuir com a reprodução cruzada das angiospermas (Michener 2007). Com participação menos efetiva, mas ainda importante na polinização, as vespas são hábeis caçadoras ou parasitoides de artrópodes (Melo *et al.* 2012), consumindo diferentes ordens de Insecta, principalmente lagartas de Lepidoptera e Coleoptera, além de aracnídeos (Melo *et al.* 2012). O papel dessas vespas na regulação inseto-praga é bem documentado na literatura (LaSalle & Gauld 1991, Kato 1994), sendo a sua perda em habitats um potencial libertador dos herbívoros da pressão de predação (Christie & Hochuli 2009).

As principais vantagens do emprego de abelhas e vespas como bioindicadoras ambiental est na ampla riqueza e abundância de seus indivíduos, no ciclo de vida curto, na fácil amostragem desses grupos, em sua fidelidade ecológica, no fornecimento de serviços ecológicos essenciais, na relativa facilidade na identificação de gêneros e espécies, e com uma mudança na composição de suas espécies concomitante às mudanças mais pronunciadas das comunidades vegetais, sendo assim utilizadas como bioindicadores ecológicos (Reyes-Novelo *et al.* 2009).

Considerando o potencial das abelhas e vespas como bioindicadores e o seu papel na reestruturação de habitats em processo de restauração, os objetivos desse trabalho são: 1) Verificar se uma área há sete anos em restauração possui uma assembleia de abelhas e vespas semelhante ao de outros seis fragmentos referência (fragmentos com floresta primária nunca manejados) de diferentes tamanhos; 2) Verificar quais as diferenças na estrutura das assembleias de abelhas e vespas entre a área em restauração e os outros seis fragmentos referência; 3) Inferir sobre uma possível associação entre preditores de área (variáveis amostradas que afetam as assembleias de abelhas e vespas, como o tamanho do fragmento e o efeito de borda) e a presença de espécies de abelhas e vespas. Ao comparar as assembleias, testamos a hipótese de que a área em restauração apresenta uma estrutura de abelhas e vespas semelhante aos dos fragmentos referência, indicando a completude do objetivo de sua restauração.

MATERIAL E MÉTODOS

Caracterização das áreas de estudo

O estudo foi realizado no estado do Paraná (Brasil), próximo às cidades de Terra Roxa e Palotina. O clima regional, segundo a classificação de Köppen (Kottek *et al.* 2006) adotada para o estado do Paraná, é do tipo temperado, sempre úmido (Cfa) e com verões quentes (temperatura média mensal: 21,2°C; umidade relativa mensal: 76,17%; e precipitação anual: 1.649,7 mm). O estudo foi conduzido em uma área em restauração (FR) e em outros seis fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual (F1-F6) (Figura 1; Tabela 1). Os cinco primeiros fragmentos utilizados como referência (F1-

F5) se encontram presentes em uma fazenda agrícola próxima da cidade de Terra Roxa (Paraná) e foram amostrados no ano de 2013 (Gonçalves *et al.* 2014). Estes fragmentos estão a cerca de 20 km ao noroeste de FR, inseridas em um raio de aproximadamente 3,7 km (Figura 1). O sexto fragmento referência amostrado (F6) e a área em restauração (FR) (Tabela 1) se encontram presentes em uma mineradora, na zona rural do município de Palotina (Paraná), e foram amostrados no ano de 2014 (Figura 1). O F6 fica à cerca de 15m de altitude acima de FR, em uma rocha não explorada pela mineradora, sendo a área contínua. Com cerca de 40 ha totais de área, a mineradora funciona a cerca de 30 anos e comercializa areia, concreto, concreto betuminoso (asfalto), pedra brita e terra.

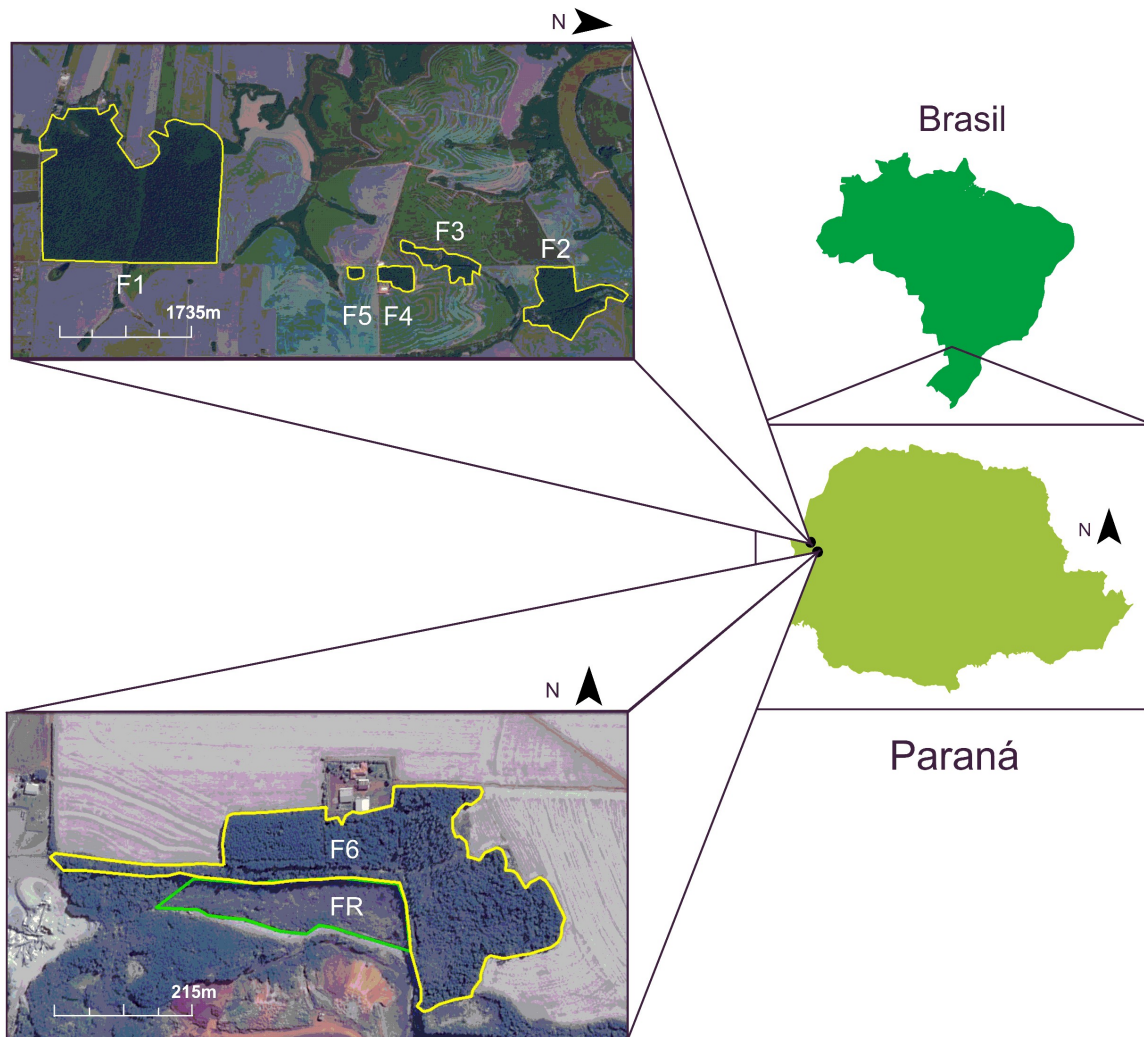


Figura 1. Sete fragmentos amostrados no oeste do Paraná (Brasil). A distância entre os fragmentos F1-F5 e F6-FR é de 21 km.
Figure 1. Sampled fragments on western Paraná (Brazil). Distance from F1-F5 and F6-FR 21 km.

A área FR, após sua exploração para comércio pela mineradora, foi submetida à restauração florestal a cerca de sete anos atrás, através do plantio direto de duas mil mudas nativas, ainda em formação de floresta. Anteriormente a este, a área foi explorada para retirada de minérios, sendo vizinha de duas áreas de regeneração natural. Durante o processo de restauração de FR, a exótica *Leucena* (*Leucena* spp.) se estabeleceu na área e não foi manejada. No momento da amostragem, as espécies vegetais ainda estavam em processo de crescimento, e por isso a área era mais aberta, possibilitando maior passagem de luz solar quando comparada aos fragmentos referência amostrados.

Dentre os fragmentos de floresta investigados neste trabalho, o principal em termos de conservação é a F1, uma Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN), com um total de 484 hectares (Tabela 1). Os outros cinco fragmentos de floresta primária (F2-F6) apresentaram áreas variando entre 3-24 hectares (Tabela 1). Para cada fragmento foram medidos o tamanho da área, tamanho da área florestada (AF), relação entre a área florestada e a área amostrada (AF/A), perímetro (km) e efeito de borda (perímetro/área) (Tabela 1). As medidas e cálculos de cobertura vegetal foram realizados pelo software Google Earth Pro®.

Amostragem e identificação dos taxa

Para amostrar as abelhas e as vespas, foram utilizados pratos-armadilha plásticos comerciais, nas cores azul e amarelo (mesma metodologia utilizada por Gonçalves *et al.* 2014), com 14,5 cm de diâmetro na superfície superior, 10 cm de diâmetro na porção média, e 6 cm de altura. Um terço do volume de cada prato-armadilha era preenchido com uma solução de água e detergente comercial. O uso de pratos-armadilha apenas recentemente foi empregado para inventário de fauna de abelhas no Brasil, com relato de eficiência relativamente elevada quando comparado ao método de captura em rede (Krug & Alves-dos-Santos 2008, Souza & Campos 2008). Os pratos-armadilha são armadilhas passivas que atraem espécies de abelhas pelas cores atrativas, sendo um método de coleta passivo que não sofre influência do coletor (Roulston *et al.* 2007). Roulston *et al.* (2007) sugerem o emprego desta técnica quando as flores são escassas ou quando é desejada a amostragem de espécies particulares de abelhas que são atraídas pelos pratos-armadilhas. Autores já constataram a adequação das armadilhas, e suas cores, para membros da família Apidae (principalmente Halictinae e Apinae) e para membros da família de vespas Cabronidae, Pompilidae e Sphecidae (Campbell & Hanula 2007, Abrahamczyk *et al.* 2010).

Tabela 1. Códigos e descrição dos fragmentos amostrados com as respectivas coordenadas (WGS84), medidas de tamanho de área, área florestada (AF), relação área florestada e área amostrada (AF/A), perímetro (P), número de armadilhas (armadilhas) e efeito de borda (EF: perímetro/área).

Table 1. Codes and fragments descriptions with geographic coordinates (WGS84), size, forested area, (AF), forested and sampled area ratio (AF/A), perimeter (P), trap number (armadilhas) and border effect (EF: perímetro/área).

| Fragmentos | Coordenadas | Área (ha) | AF (ha) | AF/A | P (m) | Armadilhas | EF |
|------------|------------------------------|-----------|---------|------|-------|------------|------|
| F1 | 24°11'16,4"S 53°58'03,5"W | 484 | 484 | 0,86 | 11080 | 111 | 0,02 |
| F2 | 24°08'01,5"S 53°57'18,1"W | 24 | 24 | 0,04 | 3480 | 35 | 0,15 |
| F3 | 24°08'47,9"S 53°57'32,6"W | 23,89 | 23,89 | 0,04 | 3130 | 31 | 0,13 |
| F4 | 24°09'17,2"S 53°57'28,9"W | 13,83 | 13,83 | 0,02 | 1620 | 16 | 0,12 |
| F5 | 24°09'35,5"S 53°57'29,8"W | 3,27 | 3,27 | 0,01 | 710 | 7 | 0,22 |
| F6 | 24°20'54,9"S 53°50'21,0"W | 9,29 | 9,29 | 0,02 | 2350 | 24 | 0,25 |
| FR | 24°20'58,5"S 53°50'22,5"W | 2,33 | 0,80 | 0,00 | 760 | 8 | 0,33 |

O número de pratos-armadilha variou por fragmento, proporcionalmente ao tamanho do perímetro de cada um, sendo considerado para o cálculo do número de armadilhas o tamanho total do perímetro (em metros) dividido por 100 (Tabela 1). A metodologia de captura visou padronizar os fragmentos amostrados resultando em dados comparáveis e gerar uma amostragem que se adeque a avaliação ecológica rápida. Para a amostragem, as armadilhas eram posicionadas, com cores alternadas, nas bordas dos fragmentos a uma distância de 5 m entre uma e outra, até que todas estivessem posicionadas. As armadilhas eram dispostas entre às 9 h e as 15 h, horário de maior atividade das abelhas e vespas.

As amostragens foram realizadas no início dos meses de fevereiro, março e abril (um período de alta atividade de abelhas e vespas na região de estudo), em todos os fragmentos estudados, todas no mesmo dia. Após a triagem do material, foram selecionadas as famílias Apidae, Crabronidae, Pompilidae e Sphecidae, as mais abundantes na área, para comparação entre os fragmentos. Os espécimes foram montados, etiquetados e identificados na coleção de insetos do Setor Palotina, Universidade Federal do Paraná (UFPR), e atualmente encontram-se depositados na Coleção Entomológica Pe. Jesus Santiago Moure (DZUP), Setor de Ciências Biológicas (UFPR).

Análise de dados

Com a finalidade de caracterizar os fragmentos amostrados utilizando múltiplas métricas, foram calculados os índices de diversidade de Shannon-Weaver (H'), de dominância de Simpson (D) e equitabilidade de Pielou (J'), e o índice de riqueza de Menhinick (Dmn). Para testar a igualdade entre os índices de diversidade de FR com os dos fragmentos referência, foi empregada a técnica de re-amostragem de *Bootstrap* ($p < 0,05$). A re-amostragem *Bootstrap* agrupou FR com cada um dos fragmentos amostrados, sendo cada um desses agrupamentos aleatorizados 1000 vezes sob o mesmo número de indivíduos das duas amostras originais. Os valores re-amostrados são então comparados com o conjunto de dados originais, para obtenção de um p-valor.

A dissimilaridade das composições de espécies foi avaliada entre os sete fragmentos utilizando o índice de Bray-Curtis, agrupados pelo método UPGMA (“Unweighted Pair-Group Average Method”) em um cluster. Para testar a existência de diferenças significativas na composição de espécies entre os agrupamentos, foi realizado o teste de similaridade Anosim (one-way) com base no índice de Bray-Curtis. Para o ANOSIM, foi considerada uma abundância relativa das espécies (abundância dividida por número de armadilhas) por mês de coleta (p.ex., abundância relativa de cada uma das espécies em F1 no mês 1 de coleta, depois no mês 2 e então mês 3). A abundância relativa foi considerada em razão dos diferentes esforços amostrais empregados.

Baseando-se nos agrupamentos formados pelo cluster foram geradas rotinas analíticas SIMPER (*Similarity percentages - species contributions*) para verificar quais foram as espécies que mais contribuíram para a dissimilaridade entre FR e F1-F6. O SIMPER calculou a dissimilaridade média entre os pares de amostras intra-grupo com base no índice de Bray-Curtis. As espécies aqui tabeladas contribuíram com um total de < 70% da dissimilaridade.

Para relacionar a presença das espécies identificadas pelo SIMPER com preditores de área, o teste de correlação não-paramétrica de Spearman foi aplicado entre os preditores de fragmento (tamanho, perímetro, AF, AF/A, e efeito de borda) e os descritores (índices de diversidade e espécies identificadas pelo SIMPER). Todas as análises estatísticas foram realizadas pelo software Past 2.17 (Hammer *et al.* 2001).

RESULTADOS

No fragmento em restauração (FR) foram amostrados 21 indivíduos entre 9 espécies da família Apidae e 20 indivíduos entre 12 espécies de vespas. *Dialictus* sp. 13 (Halictinae) foi a espécie mais comum em FR, somando um total de 12% entre todos os indivíduos amostrados. Para as vespas, foram dois pompilídeos (Pompilinae sp. 16 e Pompilinae sp. 17) e um Sphecidae (*Trypoxylon* sp. 2), todos com 7,32%. O *Trypoxylon* sp. 2 foi amostrado somente em FR, bem como os espécimes de vespas Pompilinae sp. 17

(Pompilidae) e *Liris* sp. 5 (Crabronidae). Duas abelhas também foram exclusivas de FR, sendo elas a *Augochlorella acarinata* Coelho, 2004 (Apidae: Augochlorini) e *Ceratina* sp. 4 (Apidae: Xylocopini).

Nos demais fragmentos (F1-F6) foram amostrados 627 indivíduos de abelhas de 59 espécies e 146 indivíduos de vespas de 47 espécies (Tabela 2). Para todos os fragmentos referência, a espécie de abelha *Augochlorella ephyra* Schrottky, 1910 (Halictinae) foi a mais comumente amostrada (F1 = 17%, F2 = 47%, F3 = 14%, F5 = 39% e F6 = 83%), enquanto as espécies de vespas mais comuns foram diferentes entre os fragmentos. Considerando a soma das espécies de vespas nos fragmentos, a espécie mais comum é *Pison* sp. 1 (Crabronidae). Das 59 espécies de abelhas amostradas em F1-F6, 52 foram exclusivamente encontradas nesse habitat (88,14%).

Quanto as vespas, um total de 38 espécies foram exclusivas dos fragmentos referência (80,85%).

Quanto aos índices de diversidade, não houve diferenças entre os valores de índices ecológicos de FR com os valores de índices de dois dos maiores fragmentos referência amostrados (F1 e F3) (Tabela 2). O FR também apresentou valores não-significativos de riqueza compensada (índice de Menhinick) com F5 (Tabela 2).

Pelo resultado dos índices, vemos um valor significativamente mais baixo de dominância em FR quando comparado a F2, F4 e F5 (Tabela 2). Os demais índices, o de equitabilidade, diversidade e riqueza compensada (Menhinick) foram superiores em FR quando comparado com F2 e F4 (Tabela 2). A equitabilidade e a diversidade também foram superiores em FR quando este é comparado a F5 (Tabela 2).

Tabela 2. Riqueza, abundância e índices de diversidade para os fragmentos amostrados. *Bootstrap com $p < 0,05$ na comparação do fragmento com o fragmento em restauração.

Table 2. Richness, abundance and diversity indexes for the seven studied fragments. *Bootstrap with $p < 0.05$ compared with restoration fragment.

| Índices de diversidade | F1 | F2 | F3 | F4 | F5 | F6 | FR |
|-------------------------------|------|-------|------|-------|-------|-------|------|
| Riqueza | 68 | 29 | 38 | 19 | 14 | 15 | 21 |
| Abundância | 333 | 163 | 110 | 62 | 33 | 74 | 41 |
| Dominância de Simpson | 0,06 | 0,26* | 0,06 | 0,23* | 0,20* | 0,62* | 0,07 |
| Equitabilidade de Pielou | 0,94 | 0,74* | 0,94 | 0,77* | 0,80* | 0,38* | 0,93 |
| Diversidade de Shannon-Weaver | 3,37 | 2,08* | 3,20 | 2,19* | 2,10* | 1,08* | 2,86 |
| Índice de Menhinick | 3,73 | 2,27* | 3,62 | 2,41* | 2,44 | 1,74* | 3,28 |

O cluster, com base nos dados de composição de espécies, distinguiu os fragmentos amostrados em dois grandes grupos: o primeiro contendo apenas FR, e um segundo grupo contendo os fragmentos referência (F1-F6) (dissimilaridade = 0,85) (Figura 2). A análise de similaridade (ANOSIM com Bray-Curtis) confirmou diferenças significativas para a composição de espécies entre FR e F1-F6 ($p < 0,01$; 9999 permutações).

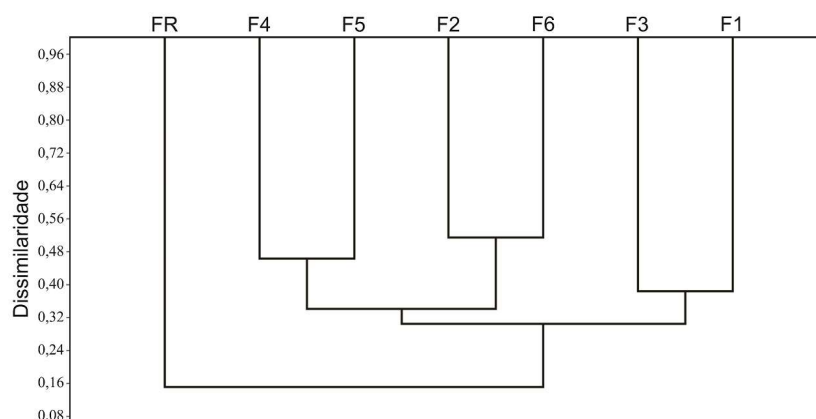


Figura 2. Dendrograma de dissimilaridade (Bray-Curtis) entre os fragmentos estudados (Cophenetic Correlation: 0,83).

Figure 2. Dissimilarity dendrogram (Bray-Curtis) among studied fragments (Cophenetic Correlation: 0.83).

A análise SIMPER definiu as espécies que mais contribuíram para a dissimilaridade entre os grupos cluster (Tabela 3). De acordo com ela, a dissimilaridade média global entre os grupos FR e F1-F6 foi de 91,45, sendo *Augochlorella ephyra* Schrottky, 1910 (Apidae) considerada a principal espécie contribuinte (Tabela 3).

Não foram obtidas correlações (rs) significativas entre os descritores de área e qualquer um dos índices de diversidade empregados (dominância, riqueza, equitabilidade e diversidade) ($p > 0,05$; Tabela 4). Quanto ao SIMPER, seis entre as dez espécies mais abundantes em ambientes de floresta apresentaram correlação com pelo menos um descritor de área (Tabela 4). As espécies de *Augochlora* (Apidae) apresentaram uma correlação direta com os descritores área, área de floresta (AF), relação entre área de florestada e

área amostrada (AF/A), e correlação forte e inversa com o efeito de borda (Tabela 4). A *Augochlora thalia* Smith, 1879 também apresentou correlação forte e direta com o perímetro (Tabela 4). A espécie de abelha *Tetrapedia diversipes* Klug, 1810 apresentou correlações fortes com todos os descritores de área, sendo inversa somente com o preditor efeito de borda. A espécie de vespa *Liris* sp. 1 (Crabronidae) só não apresentou associação significativa com o efeito de borda, sendo forte e positiva com os demais descritores testados (Tabela 4). As demais espécies indicadas pelo SIMPER, com especial atenção as abundantes em FR, e também a *Augochlorella ephyra*, não apresentaram correlação significativa com qualquer um dos descritores testados (Tabela 4), indicando serem outras variáveis a impulsionar a permanência destes em áreas em processo de restauração.

Tabela 3. Resultado da análise SIMPER (Bray-Curtis) com a contribuição das espécies ($\leq 70\%$ de contribuição cumulativa) para a dissimilaridade entre os fragmentos amostrados. D = dissimilaridade média, C = contribuição, CC = contribuição cumulativa, AM = Abundância média das espécies para F1-F6 e FR.

Table 3. SIMPER analysis (Bray-Curtis) with species contribution ($\leq 70\%$ of cumulative contribution) for the dissimilarity among sampled fragments. D = average dissimilarity, C = contribution, CC = cumulative contribution, AM = mean abundance for the species from F1-F6 and FR.

| Taxon | D | C | CC | AM F1-F6 | AM FR |
|--|-------|-------|-------|----------|-------|
| <i>Augochlorella ephyra</i> Schrottky, 1910 | 19,19 | 20,92 | 20,92 | 13,80 | 1,33 |
| <i>Pison</i> sp. 1 | 4,92 | 5,36 | 26,28 | 2,67 | 0,00 |
| <i>Dialictus</i> sp. 2 | 4,35 | 4,74 | 31,03 | 0,89 | 1,33 |
| <i>Dialictus</i> sp. 13 | 3,86 | 4,21 | 35,23 | 0,17 | 1,67 |
| <i>Priocnemis</i> sp. 5 | 3,34 | 3,64 | 38,87 | 0,00 | 1,00 |
| <i>Augochlora</i> sp. 21 | 3,28 | 3,57 | 42,44 | 2,28 | 0,00 |
| <i>Augochlora</i> sp. 3 | 2,90 | 3,17 | 45,61 | 1,89 | 0,00 |
| <i>Dialictus</i> sp. 22 | 2,49 | 2,71 | 48,32 | 0,39 | 1,00 |
| <i>Ageniella</i> sp. 2 | 2,23 | 2,43 | 50,75 | 0,06 | 1,00 |
| <i>Ammophila</i> sp. 2 | 2,21 | 2,41 | 53,16 | 0,06 | 0,67 |
| <i>Augochlora</i> (<i>Oxystoglossella</i>) <i>thalia</i> Smith, 1879 | 2,13 | 2,32 | 55,48 | 1,44 | 0,00 |
| <i>Tetrapedia diversipes</i> Klug, 1810 | 2,11 | 2,30 | 57,78 | 1,78 | 0,00 |
| <i>Trypoxylon</i> sp. 2 | 2,07 | 2,26 | 60,04 | 0,00 | 1,00 |
| <i>Liris</i> sp. 1 | 1,92 | 2,09 | 62,13 | 1,00 | 0,33 |
| <i>Plebeia droryana</i> (Friese, 1900) | 1,84 | 2,01 | 64,13 | 2,17 | 0,00 |
| <i>Dialictus</i> sp. 3 | 1,70 | 1,85 | 65,99 | 1,17 | 0,00 |
| <i>Aporinellus</i> sp. 1 | 1,53 | 1,67 | 67,65 | 0,06 | 0,67 |
| <i>Augochlora</i> sp. 1 | 1,51 | 1,64 | 69,29 | 1,06 | 0,00 |

Tabela 4. Correlação de Sперman (r_s) entre as espécies do Simper e os descritores dos fragmentos estudados. * $p < 0,05$.
Table 4. Sперman correlation (r_s) among Simper specimens and fragments descriptors. * $p < 0.05$.

| Taxa SIMPER | Área (ha) | AF (ha) | AF/A | Perímetro (km) | Efeito de borda |
|------------------------------|-----------|---------|-------|----------------|-----------------|
| <i>Ammophila</i> sp. 2 | -0,13 | -0,13 | -0,13 | 0,04 | 0,13 |
| <i>Augochlora</i> sp. 1 | 0,90* | 0,90* | 0,90* | 0,76 | -0,88* |
| <i>Augochlora</i> sp. 21 | 0,87* | 0,87* | 0,87* | 0,71 | -0,93* |
| <i>Augochlora</i> sp. 3 | 0,90* | 0,90* | 0,90* | 0,76 | -0,88* |
| <i>Augochlora thalia</i> | 0,93* | 0,93* | 0,93* | 0,87* | -0,87* |
| <i>Augochlorella ephyra</i> | 0,68 | 0,68 | 0,68 | 0,71 | -0,32 |
| <i>Dialictus</i> sp. 13 | -0,57 | -0,57 | -0,57 | -0,26 | 0,71 |
| <i>Dialictus</i> sp. 2 | 0,30 | 0,30 | 0,30 | 0,33 | -0,44 |
| <i>Dialictus</i> sp. 22 | 0,07 | 0,07 | 0,07 | 0,33 | 0,04 |
| <i>Dialictus</i> sp. 3 | 0,54 | 0,54 | 0,54 | 0,42 | -0,42 |
| <i>Liris</i> sp. 1 | 0,93* | 0,93* | 0,93* | 0,91* | -0,76 |
| <i>Pison</i> sp. 1 | 0,68 | 0,68 | 0,68 | 0,47 | -0,59 |
| <i>Plebeia droryana</i> | 0,42 | 0,42 | 0,42 | 0,30 | -0,54 |
| <i>Ageniella</i> sp. 2 | -0,53 | -0,53 | -0,53 | -0,49 | 0,27 |
| <i>Priocnemis</i> sp. 5 | -0,61 | -0,61 | -0,61 | -0,41 | 0,61 |
| <i>Aporinellus</i> sp. 1 | -0,80 | -0,80 | -0,80 | -0,76 | 0,67 |
| <i>Tetrapedia diversipes</i> | 0,93* | 0,93* | 0,93* | 0,85* | -0,85* |
| <i>Trypoxylon</i> sp. 2 | -0,61 | -0,61 | -0,61 | -0,41 | 0,61 |

DISCUSSÃO

Nesse estudo, observou-se que uma área a sete anos em processo de restauração (FR) apresentou valores de riqueza e diversidade compatíveis com de grandes fragmentos de floresta primária (fragmentos referência), porém com uma composição de espécies diferente. Valores elevados de diversidade de himenópteros já foram observados por outros autores para habitats recém-restaurados ou com distúrbios recentes, indicando que ocorre uma ocupação quase que imediata de abelhas e de vespas nessas áreas (Fye 1972, Tylianakis *et al.* 2005, Hopwood 2008, Exeler *et al.* 2009, Williams 2011). Inclusive, alguns trabalhos

demonstraram que a restauração de habitat pode resultar rapidamente em maior abundância e diversidade de abelhas, mesmo em áreas nas quais elas já haviam sido erradicadas (Rutgers-Kelly & Richards 2013).

A floração é uma das características que permitem a recolonização de espécies de abelhas em novos ambientais, e as plantas pioneiras alógamas já se encontram floridas nas etapas iniciais da sucessão ecológica em ambientes em processo de restauração (Fragoso & Varanda 2011). Como a FR é um ambiente relativamente mais aberto quando comparado aos demais fragmentos referência, a luminosidade deve ter influenciado na floração das espécies vegetais, que

são mais contínuas em lugares abertos (Liow *et al.* 2001). A associação positiva entre a riqueza e abundância de recursos florais e a diversidade de abelhas visitantes já é bem documentada na literatura (p.ex., Gonçalves *et al.* 2014). Ainda cabe lembrar do papel das características abióticas associadas a fisionomia das áreas em restauração, estudos prévios já evidenciaram a associação de espécies de himenópteros e características como temperatura e umidade (Liow *et al.* 2001, Christie & Hochuli 2009, Exeler *et al.* 2009).

A composição de espécies foi distinta no fragmento em restauração com relação aos demais fragmentos referência, sendo um indicativo de que a área ainda se encontra em uma etapa intermediária no processo de restauração. Além disso, o fragmento apresentou uma assembleia mais generalista (poucas espécies dominantes e um valor alto de uniformidade) quando comparada aos fragmentos de floresta de tamanho semelhante, os quais apresentaram alta dominância e baixa uniformidade. Cabe lembrar que a diferente composição de himenópteros em FR não reflete parâmetros como tamanho de área, portanto sendo dependentes de outras características abióticas (p. ex., luminosidade e temperatura) e também bióticas (p. ex. recursos alimentares e predadores).

O grupo que mais indicou a diferença entre FR e F1-F6 utilizando os pratos-armadilha foi Augochlorini. *Augochlorella ephyra* é a abelha mais comumente amostrada na região de Palotina (Gonçalves *et al.* 2014) e foi a principal espécie contribuinte para a diferença entre os grupos cluster. Na região de estudo, a *A. ephyra* prefere permanecer próxima das bordas de floresta, porém não apresenta associação aos descritores de área testados. Em *Augochlora*, a maioria das espécies são nidificantes de madeira podre (Michener 2007), o que explicaria a associação com os descritores de área em ambientes florestados, que fornecem locais para a nidificação do grupo. Outra espécie que apresentou relações semelhantes foi *Tetrapedia diversipes* (Apidae: Tetrapediini), uma abelha especialista e também nidificante em cavidades e listada por Gonçalves *et al.* (2014) como indicadora de grandes fragmentos.

Os locais de nidificação influenciam muito a organização das comunidades de abelhas (Potts *et al.*

2003) e possivelmente das vespas também. Os principais substratos para abelhas e vespas são o solo e as cavidades em caules ou madeira morta (Melo *et al.* 2012). O solo, através do seu manejo e do processo de restauração e ação das raízes vegetais e dos organismos associados, deve fornecer este substrato como fonte primária para a nidificação e, em uma segunda etapa, a presença de plantas arbóreas deve fornecer o substrato para os nidificantes em cavidades. De acordo com os dados do SIMPER, as espécies de abelhas indicadoras para a área em restauração foram aquelas que escavam ninhos no solo (p.ex. *Dialictus*) e, no caso das vespas, a maioria foram pompilídeos que escondem ou escavam uma célula para colocar a presa (Fernández 2006). O padrão foi outro no caso dos demais fragmentos onde houve a predominância de espécies nidificantes em cavidades pré-existentes. Esta diferença de nidificantes pode refletir uma pouca disponibilidade de cavidades para a nidificação na FR.

Em contraposição a diversidade de Augochlorini e à *Tetrapedia*, as espécies de *Dialictus* (Apidae: Halictini) foram mais comuns na FR. Os *Dialictus* são abelhas pequenas e típicos de áreas abertas (Gonçalves & Melo 2005), devendo explorar com mais facilidade recursos de plantas ruderais, comuns nestas áreas, em especial, devido a sua menor demanda energética. Espécies de predadores das três famílias de vespas estudadas também foram mais abundantes na FR. Este resultado pode ser atrelado a uma maior eficiência visual na busca e captura de presas em ambientes mais abertos (Melo *et al.* 2012).

Verificamos que a amostragem de abelhas e vespas foi capaz de detectar importantes diferenças entre a FR e os demais fragmentos referência, apontando que a área na mineradora ainda está em processo intermediário de restauração. É esperado que este ambiente possa apresentar uma fauna de abelhas e vespas semelhante com os dos fragmentos referência, podendo assim ser considerado como restaurado. A metodologia de amostragem empregada foi proposto para a Avaliação Rápida do Funcionamento Ecosistêmico (REFA) por ter um protocolo bem estabilizado e de baixo custo no campo e no laboratório (Meyer *et al.* 2015). Indicamos que o mesmo protocolo de amostragem seja repetido em décadas subsequentes para a avaliação da restauração da FR, para saber se está chegará a apresentar uma

composição de espécies proximamente relacionada aos fragmentos de floresta referência.

AGRADECIMENTOS

Nossos agradecimentos ao engenheiro florestal Max Roger Ludtke pelo fornecimento da área. Nós também agradecemos o auxílio dos colegas Ana Tereza Bittencourt Guimarães, Cleiton Margatto, Vinicius Ortega Berno, Jéssica Castro, Priscila Soares Oliveira e Paula María Montoya-Pfeiffer, e aos dois revisores anônimos que trabalharam arduamente para a construção deste manuscrito.

REFERÊNCIAS

- Abrahamczyk, S., Steudel, B., & Kessler, M. 2010. Sampling Hymenoptera along a precipitation gradient in tropical forests: the effectiveness of different coloured pan traps. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 137(3), 262-268. DOI: 10.1111/j.1570-7458.2010.01063.x
- Brancalion, P. H. S., Lima, L. R., & Rodrigues, R. R. 2009. Restauração ecológica como estratégia de resgate e conservação da biodiversidade em paisagens antrópicas tropicais. In: C. Peres, J. Barlow, T. Gardner & I. Vieira (Eds.), *Conservação da biodiversidade em paisagens antropizadas do Brasil*. pp. 565-587. Curitiba: Editora UFPR.
- Campbell, J. W., & Hanula, J. L. 2007. Efficiency of Malaise traps and colored pan traps for collecting flower visiting insects from three forested ecosystems. *Journal of Insect Conservation*, 11(4), 399-408. DOI: 10.1007/s10841-006-9055-4
- Christie, F. J., & Hochuli, D. F. 2009. Responses of wasp communities to urbanization: effects on community resilience and species diversity. *Journal of Insect Conservation*, 13(2), 213-221. DOI: 10.1007/s10841-008-9146-5
- Exeler, N., Kratochwil, A., & Hochkirch, A. 2009. Restoration of riverine inland sand dune complexes: Implications for the conservation of wild bees. *Journal of Applied Ecology*, 46(5), 1097-1105. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2009.01701.x
- Fernández, F. 2006. Família Pompilidae. In: F. Fernández & M. J. Sharkey (Eds.), *Introducción a los Hymenoptera de la región neotropical*. pp. 563-575. Bogotá: Sociedad Colombiana de Entomología y Universidad Nacional de Colombia.
- Fischer, J., & Lindenmayer, D. B. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography*, 16(3), 265-280. DOI: 10.1111/j.1466-8238.2007.00287
- Forup, M. L., & Memmott, J. 2005. The restoration of plant-pollinator interactions in Hay meadows. *Restoration Ecology*, 13(2), 265-274. DOI: 10.1111/j.1526-100X.2005.00034.x
- Fragoso, F. P., & Varanda, E. M. 2011. Flower-visiting insects of five tree species in a restored area of semideciduous seasonal forest. *Neotropical Entomology*, 40(4), 431-435. DOI: 10.1590/S1519-566X2011000400003
- Fye, R. E. 1972. The effect of forest disturbances on populations of wasps and bees in northwestern Ontario (Hymenoptera: Aculeata). *The Canadian Entomologist*, 104(10), 1623-1633. DOI: 10.4039/Ent1041623-10
- Gardner, T. A., Barlow, J., Chazdon, R., Ewers, R., Harvey, C. A., Al., E. 2013. Perspectivas para a conservação da biodiversidade de florestas tropicais em um mundo antropizado. In: C. A. Peres, J. Barlow, T. A. Gardner & I. C. G. Vieira (Eds.), *Conservação da biodiversidade em paisagens antropizadas do Brasil*. pp. 387-423. Curitiba: Editora UFPR.
- Gonçalves, R. B., & Melo, G. A. R. 2005. A comunidade de abelhas (Hymenoptera, Apidae s. l.) em uma área restrita de campo natural no Parque Estadual de Vila Velha, Paraná: diversidade, fenologia e fontes florais de alimento. *Revista Brasileira de Entomologia*, 49(1990), 557-571. DOI: 10.1590/S0085-56262005000400017
- Gonçalves, R. B., Sydney, N. V., Oliveira, P. S., Artmann, N. O. 2014. Bee and wasp responses to a fragmented landscape in southern Brazil. *Journal of Insect Conservation*, 18(6), 1193-1201. DOI: 10.1007/s10841-014-9730-9
- Hammer, O., Harper, D. A. T., & Ryan, P.D. 2001. Past: paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* Version. 1.37. Retrieved October 16, 2010, from http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm
- Holzschuh, A., Steffan-Dewenter, I., & Tschamtker, 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(2), 491-500. DOI: 10.1111/j.1365-2656.2009.01642.x
- Hopwood, J. L. 2008. The contribution of roadside grassland restorations to native bee conservation. *Biological Conservation*, 141(10), 2632-2640. DOI: 10.1016/j.biocon.2008.07.026
- Kato, M. 1994. Alternation of bottom-up and top-down regulation in a natural population of an agromyzid leafminer, *Chromatomyia suikazurae*. *Oecologia*, 97(1), 9-16. DOI: 10.1007/BF00317903
- Knoll, F. do R. N., & Penatti, N. C. 2012. Habitat fragmentation effects on the orchid bee communities in remnant forests of southeastern Brazil. *Neotropical Entomology*, 41(5), 355-365. DOI: 10.1007/s13744-012-0057-5
- Kottek, M., Grieser, J., Beck, C., Rudolf, B., Rubel, F. 2006. World map of the Koppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift* 15(3), 259-263.
- 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. *Ecology, Behavior and Bionomics*, 37(3), 265-278.
- LaSalle, J., & Gauld, I. 1991. Parasitic hymenoptera and the biodiversity crisis. *Insect Parasitoids*, LXXIV(3), 315-334.
- Liow, L. H., Sodhi, N. S., & Elmqvist, T. 2001. Bee diversity along a disturbance gradient in tropical lowland forests of south-east Asia. *Journal of Applied Ecology*, 38(1), 180-192. DOI: 10.1046/j.1365-2664.2001.00582.x
- Melo, G. A. R., Aguiar, A. P., & Garcett-Barrett, B. R. 2012. Hymenoptera. In: J. A. Rafael, G. A. R. Melo, C. J. B. Carvalho, A. S. Casari & R. Constantino (Eds.), *Insetos do Brasil: diversidade e taxonomia*. pp. 553-612. Ribeirão Preto: Holos Editora.

- Meyer, S. T., Koch, C., & Weisser, W. W. 2015. Towards a standardized Rapid Ecosystem Function Assessment (REFA). *Trends in Ecology and Evolution*, 30(7), 390-397. DOI: 10.1016/j.tree.2015.04.006
- Michener, C. D. 2007. *The bees of the world*. 2nd ed. Baltimore: The Johns Hopkins University: p. 992.
- Potts, S. G., Vulliamy, B., Dafni, A., Ne'eman, G., Willmer, P. 2003. Linking bees and flowers: how do floral communities structure pollinator communities? *Ecology*, 84(10), 2628-2642. DOI: 10.1890/02-0136
- Reyes-Novelo, E., Ramírez, V. M., González, H. D., Ayala, R. 2009. Abejas silvestres (Hymenoptera: Apoidea) como bioindicadores en el neotrópico. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 10(1), 1-13.
- Roulston, T. H., Smith, S. A., & Brewster, A. L. 2007. A comparison of pan trap and intensive net sampling techniques for documenting a bee (Hymenoptera: Apiformes) Fauna. *Journal of the Kansas Entomological Society*, 80(2), 179-181. DOI: 10.2317/0022-8567(2007)80[179:ACOPTA]2.0.CO;2
- Rutgers-Kelly, A. C., & Richards, M. H. 2013. Effect of meadow regeneration on bee (Hymenoptera: Apoidea) abundance and diversity in southern Ontario, Canada. *The Canadian Entomologist*, 145(6), 655-667. DOI: 10.4039/tce.2013.42
- Souza, L. De, & Campos, M. J. D. O. 2008. Composition and diversity of bees (Hymenoptera) attracted by Moericke traps in an agricultural area in Rio Claro, state of São Paulo, Brasil. *Iheringia. Série Zoologia*, 98(2), 236-243. DOI: 10.1590/S0073-47212008000200012
- Tabarelli, M., Cardoso da Silva, J. M., & Gascon, C. 2004. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. *Biodiversity and Conservation*, 13(7), 1419-1425. DOI: 10.1023/B:BIOC.0000019398.36045.1b
- Tylianakis, J. M., Klein, A. M., & Tscharrntke, T. 2005. Spatiotemporal variation in the diversity of hymenoptera across a tropical habitat gradient. *Ecology*, 86(12), 3296-3302. DOI: 10.1890/05-0371
- Williams, N. M. 2011. Restoration of nontarget species: bee communities and pollination function in riparian forests. *Restoration Ecology*, 19(4), 450-459. DOI: 10.1111/j.1526-100X.2010.00707.x

Submetido em: 16/02/2017

Aceito em: 03/07/2017

Associate Editor: Caryne A. C. Braga