



Efeito da fragmentação da vegetação sobre a diversidade de abelhas: comparando padrões de resposta em Euglossini e Meliponini

Effect of vegetation fragmentation on bee diversity: comparing response patterns in Euglossini and Meliponini

Priscila Santos Gonçalves^{ab}, Érica Vanessa Durães Freitas^c, Sabrina Celie Oliveira e Silva^d, Isaque Clementino Bezerra^e, Walter Santos de Araújo^e

^a Universidade Estadual de Montes Claros-UNIMONTES, Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Uso dos Recursos Naturais, Campus Universitário Professor Darcy Ribeiro. Avenida Rui Braga, S/N, Vila Mauricéia, Montes Claros, Minas Gerais, Brasil. CEP: 39401-089. E-mail: priscilasantosg22@gmail.com.

^b Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri-UFVJM, Campus Alto da Jacuba, Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal. Rodovia MGT 367, Km 583, nº 5.000, Alto da Jacuba, Diamantina, Minas Gerais, Brasil. CEP: 39.100-000.

^c Universidade Federal de Goiás-UFG, Campus Samambaia, Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Animal. Av. Esperança, S/N, Chácara de Recreio Samambaia, Goiânia, Goiás. CEP: 74690-900. E-mail: ericafreitas@discente.ufg.br.

^d UNIMONTES, Programa de Pós-Graduação em Botânica Aplicada. E-mail: bi252009@hotmail.com.

^e UNIMONTES, Laboratório de Interações Ecológicas e Biodiversidade. E-mail: isaquecbio@gmail.com, walterbioaraujo@gmail.com (Autor correspondente).

ARTICLE INFO

Recebido 11 Jul 2023
Aceito 26 Jun 2024
Publicado 25 Jul 2024

ABSTRACT

Bees are important floral visitors who need well-structured environments with various resources for foraging. The bee fauna has been suffering from a decline in species due to anthropic changes in natural habitats. This study aimed to assess whether the opening of natural vegetation affects bee communities in Semidecidual Forests of southeastern Brazil. We hypothesized that the opening of the vegetation generates an edge effect that affects differently the bee communities of the Euglossini and Meliponini tribes. We expected Meliponini bees to be higher in edge areas while Euglossini bees would be more frequent in areas further away from the edge. The study was conducted in the central region of Minas Gerais, in the municipalities of Ouro Preto, Itabirito, and Sabará. In each location, an area opened by the right-of-way of a transmission line was sampled, where five transects were established at 0 m, 50 m, and 100 m from the open area. We recorded 642 individuals from 38 bee species. The most abundant species were *Trigona hyalinata* (N = 230), *Trigona spinipes* (N = 108), and *Tetragonisca angustula* (N = 86). Bee richness and abundance were significantly higher in the transects of open areas (0m), a pattern strongly affected by Meliponini bees. However, analyzing only Euglossini, we found greater abundance in the transect farthest from the open area. Our results corroborate the hypothesis that vegetation opening affects Euglossini and Meliponini bees differently.

Keywords: Bees, Cerrado, edge effect, human impacts, transmission line.

RESUMO

As abelhas são importantes visitantes florais que necessitam de ambientes bem estruturados com diversidade de recursos para seu forrageamento. A fauna de abelhas vem sofrendo declínio de espécies devido às mudanças antrópicas dos habitats naturais. O estudo objetivou avaliar se a abertura da vegetação natural afeta as comunidades de abelhas em áreas de Floresta Semidecidual do sudeste do Brasil. Nossa hipótese foi que a abertura da vegetação gera um efeito de borda que afeta diferentemente as comunidades de abelhas das tribos Euglossini e Meliponini.



Journal of Environmental Analysis and Progress © 2016
is licensed under CC BY-NC-SA 4.0

Esperávamos que a ocorrência de abelhas Meliponini fosse maior nas áreas próximas à borda, enquanto as abelhas Euglossini fossem mais frequentes em áreas mais distantes da borda. O estudo foi realizado na região central do estado de Minas Gerais, municípios de Ouro Preto, Itabirito e Sabará. Em cada local foi amostrada uma área aberta pela faixa de servidão de uma linha de transmissão onde foram estabelecidos cinco transectos distanciados a 0 m, 50 m e 100 m da área aberta. Registramos 642 indivíduos de 38 espécies de abelhas. As espécies mais abundantes foram *Trigona hyalinata* (N = 230), *Trigona spinipes* (N = 108) e *Tetragonisca angustula* (N = 86). A riqueza e abundância de abelhas foram significativamente maiores nos transectos das áreas abertas (0m), padrão fortemente afetado pelas abelhas Meliponini. No entanto, analisando apenas Euglossini, encontramos maior abundância no transecto mais distante da área aberta. Nossos resultados corroboram a hipótese de que a abertura da vegetação afeta diferentemente as abelhas Euglossini e Meliponini.

Palavras-Chave: Abelhas, Cerrado, efeito de borda, impactos humanos, linhas de transmissão.

Introdução

Dentre os visitantes florais, as abelhas são consideradas os polinizadores mais importantes (Faegri & Pijl, 1971, Endress, 1994, Ollerton, 2017) devido à sua elevada eficiência, características morfológicas, grande número de espécies e ampla distribuição geográfica (Winfrey et al., 2011). Os principais recursos florais procurados pelas abelhas são néctar e pólen (Endress, 1994, Michener, 2007, Muth et al., 2017). Algumas flores apresentam ambos os recursos, enquanto outras apresentam apenas pólen variando em suas estratégias de atração e recompensa de polinizadores (Muth et al., 2017). A eficiência das abelhas nas interações com as flores se destaca entre os demais grupos de insetos (Ollerton, 2017), devido às suas populações geralmente abundantes e suas características morfológicas diversas que favorecem a polinização (Rodríguez-Rodríguez et al., 2013). No entanto, alterações antrópicas nos habitats naturais podem afetar a diversidade de espécies de abelhas (Gonçalves & Araújo, 2021), e, conseqüentemente, sua eficiência na polinização (Stout, 2014).

A perda e as alterações dos habitats são consideradas os principais fatores das atuais perdas de diversidade das abelhas (Burkle et al., 2013, Collado, Sol & Bartomeus, 2019). Atualmente, as populações de abelhas estão em declínio no mundo em decorrência dos efeitos antrópicos sobre seus habitats naturais (Potts et al., 2010). Abelhas são especialmente sensíveis ao desmatamento e à fragmentação das vegetações naturais, apesar de algumas espécies serem capazes de viver e encontrar recursos em áreas fragmentadas (Collado Sol & Bartomeus, 2019). Diversos estudos indicam que a fragmentação de hábitat tem influência sobre as faunas locais de abelhas, podendo afetar tanto sua riqueza e abundância quanto sua composição (Nemésio & Silveira, 2006; Nemésio & Silveira, 2010; Gonçalves & Araújo, 2021). Nesse sentido,

intervenções antrópicas que geram a fragmentação da vegetação natural, como é o caso da implantação das linhas de transmissão de energia elétrica, podem impactar a diversidade de abelhas (Russo et al., 2021). Além do eletromagnetismo gerado pelas correntes elétricas que podem afetar a atividade das abelhas (Lipinski, 2006; Campbell et al., 2023), a supressão vegetal na faixa de servidão das linhas de transmissão promove a abertura da vegetação, e pode gerar um efeito de borda na vegetação remanescente (Campos et al., 2010). Populações de abelhas podem ser sensíveis aos efeitos de borda, pois este afeta a disponibilidade de recursos e as características dos habitats (Olynyk et al., 2021). Os impactos da fragmentação da vegetação e do efeito de borda sobre abelhas já foram identificados em culturas agrícolas a distâncias entre 50 e 500 metros das bordas, mas são ainda pouco estudados em ecossistemas naturais (Olynyk et al., 2021).

Apesar dos efeitos esperados da fragmentação de habitats e do efeito de borda afetarem potencialmente todas as abelhas (Tylianakis, 2013), diferentes grupos de abelhas podem ter um padrão de resposta distinto a esses impactos (Ewers & Didham, 2006; Nemésio & Silveira, 2006, Fischer & Lindenmayer, 2007). Isso ocorre, pois o nível de especialização e de generalização das abelhas, em relação aos seus requerimentos de habitats e suas interações com as plantas, podem afetar a sua ocorrência (Waser & Ollerton, 2006). Esse pode ser o caso, por exemplo, das abelhas sem ferrão (tribo Meliponini) e das abelhas-das-orquídeas (tribo Euglossini), que somam, aproximadamente, 392 espécies listadas no Brasil (Oliveira & Nogueira, 2023). As abelhas da subtribo Euglossini distinguem-se das demais abelhas, pois os machos possuem estruturas especializadas nas tíbias posteriores para a coleta de fragrâncias florais (Dressler, 1982; Bembé, 2004). Os machos coletam essências especialmente em plantas epífitas, como as orquídeas, e por isso,

o grupo tende a ser mais frequente em áreas florestais com uma boa complexidade estrutural (Powell & Powell, 1987; Morato, 1994). Além disso, as fêmeas de Euglossini constroem seus ninhos em cavidades pré-existentes em troncos de árvores, característica que deve ter contribuído para esta mostrar a maior diversidade nesses ambientes. Por esse motivo, é esperado que essas abelhas sejam mais sensíveis ao efeito de borda, sendo mais frequentes no interior do que na borda das vegetações fragmentadas.

As abelhas sem ferrão da tribo Meliponini, são abelhas sociais que podem construir suas colônias em ambientes variados, inclusive ambientes antropizados (Zanette et al., 2005). Ao contrário das abelhas da tribo Euglossini, as abelhas sem ferrão são polinizadoras mais generalista usando uma ampla gama de recursos florais na sua alimentação. Por causa disso, abelhas da tribo Meliponini tendem a ser muito comuns em áreas abertas nas bordas de vegetações fragmentadas, onde plantas pioneiras de menor porte tendem a dominar e florescer (Gonçalves & Araújo, 2021, Olynyk et al., 2021). Além disso, algumas espécies de polinizadores são beneficiadas com moderada perturbação ambiental, pois são capazes de utilizar os recursos que ocorrem em paisagens dominadas pelo homem, em áreas agrícolas, urbanas ou suburbanas (Cane et al., 2006). Desse modo, as abelhas sem ferrão tendem a forragear desde ambientes de floresta intacta a ambientes altamente fragmentados nas bordas das vegetações (Brown & Albrecht, 2001), diferentemente das Euglossini que são esperadas de ocorrer em ambientes mais preservados no interior da vegetação.

Desse modo, o objetivo geral do presente estudo é avaliar o impacto da fragmentação da vegetação natural para implantação de uma linha transmissão de energia sobre as comunidades de abelhas em áreas de Floresta Estacional Semidecidual do Sudeste do Brasil. Nossa hipótese é que a abertura da vegetação promove a ocorrência de um efeito de borda que afeta diferentemente as comunidades de abelhas das tribos Euglossini e Meliponini. Desse modo, nossas previsões são que a ocorrência de abelhas da tribo Meliponini seja maior nas áreas mais próximas à borda impactada, enquanto as abelhas da tribo Euglossini serão mais frequentes em áreas mais distantes da borda da vegetação.

Material e Métodos

Área de estudo

O estudo foi realizado na região central do estado de Minas Gerais, em áreas localizadas nos municípios de Ouro Preto (20°18'31"S e

43°45'27"O), Itabirito (20°10'38"S e 43°46'50"O) e Sabará (19°52'02"S e 43°46'41"O). A região encontra-se em uma zona de transição entre o Cerrado e a Mata Atlântica. A vegetação principal na região é a Floresta Estacional Semidecidual, mas fragmentos de Cerrado *sensu stricto* e campo cerrado também são observados. Desse modo, a região tem uma paisagem bastante heterogênea, formando um mosaico entre vegetações naturais e atividades agrárias, caracterizadas por solo exposto, pastagem, silvicultura (em especial o cultivo de eucalipto) e agricultura (café, feijão, milho, soja e cana-de-açúcar). O clima da região é do tipo quente e temperado (Cwa e Cwb, segundo a classificação climática de Köppen-Geiger). A região tem temperatura média anual variando entre 18,4°C e 20,5°C, com uma pluviosidade média anual variando entre 1.258 mm e 1.804 mm. Os meses chuvosos ocorrem de outubro a março, e os meses com menor precipitação ocorrem de junho a setembro.

Desenho amostral

Em cada um dos três municípios foi selecionada uma área com cobertura vegetal natural, que foi fragmentada para a passagem dos cabos de uma linha de transmissão de energia, que vai de Itabirito até Vespasiano, em Minas Gerais, atravessando as três áreas estudadas. Para a passagem da linha de transmissão foi feita a supressão de uma faixa na vegetação de, aproximadamente, 20 m de largura, ao longo da linha de transmissão.

Em cada área de estudo afetada pela linha de transmissão foram estabelecidos cinco transectos de 100 m de extensão, paralelos à linha de transmissão, sendo um localizado a 0 m da faixa de servidão desmatada (imediatamente abaixo da linha de transmissão), dois transectos a 50 m de distância (abaixo e acima na encosta) e dois transectos a 100 m (abaixo e acima na encosta) (Figura 1).

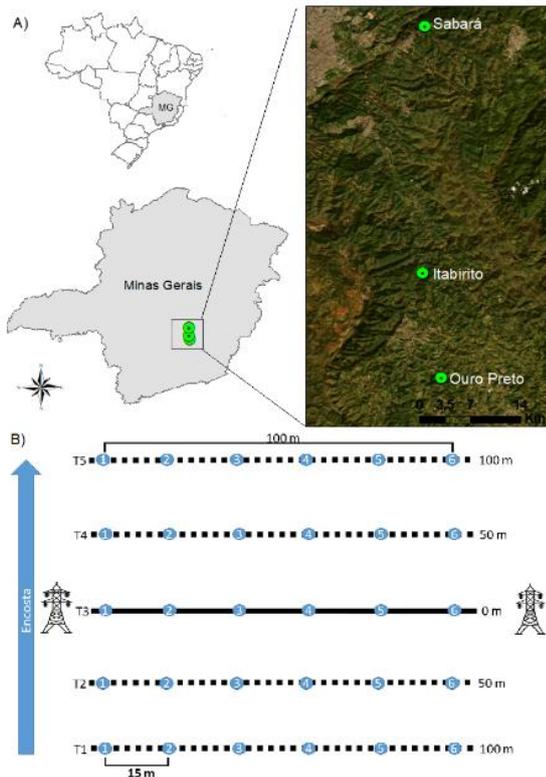


Figura 1. A. Mapa de localização das áreas de estudo no estado de Minas Gerais; B. Esquema do delineamento amostral realizado em cada sítio de amostragem, contendo cinco transectos (T1, T2, T3, T4 e T5), localizados a diferentes distâncias da área aberta pela faixa de servidão da linha de transmissão. Fonte: Gonçalves et al. (2023).

Desse modo, os transectos receberam a seguinte designação: T1 – distância de 100 m abaixo na encosta, T2 – distância de 50 m abaixo na encosta, T3 – distância de 0 m embaixo da linha de transmissão, T4 – distância de 50 m acima na encosta e T5 – distância de 100 m acima na encosta.

Amostragem de abelhas

Em cada um dos transectos foram estabelecidos seis pontos onde as abelhas foram amostradas utilizando duas metodologias, pantrap e armadilhas pet, com isca de cheiro, que estão entre as mais indicadas para inventários de abelhas (Klaus et al., 2024). Em cada ponto de coleta foram instaladas duas armadilhas pantrap (alternando as cores amarelo, vermelho, branco e azul) e uma armadilha de isca de cheiro (alternando essências

vanilina, eucaliptol, eugenol e salicilato de metila). Essas metodologias foram complementares, visando amostrar abelhas das tribos Meliponi (pantraps) e Euglossini (iscas aromáticas) (Bell et al., 2023; Campbell et al., 2023). As metodologias foram aplicadas em dois dias consecutivos, por região, durante quatro amostragens de campo, sendo duas em 2020 (julho e setembro) e duas em 2021 (maio e agosto). As abelhas foram coletadas e acondicionadas em um recipiente com álcool 70% e levadas para triagem e identificação no Laboratório de Interações Ecológicas e Biodiversidade - Unimontes. A identificação de insetos seguiu Silveira, Melo & Almeida (2002).

Análises de dados

Modelos lineares generalizados (GLM's) foram utilizados para testar se a ocorrência (riqueza e abundância) de abelhas diferiu entre os transectos localizados a diferentes distâncias da área desmatada. O mesmo procedimento foi aplicado, considerando apenas a ocorrência de abelhas das tribos Meliponini e Euglossini. Todos os modelos passaram por análises de distribuição de erros, sendo utilizadas a distribuição de erros de Poisson para riqueza e a distribuição Gaussiana para a abundância. Todas as análises foram realizadas no programa R (R Core Team, 2023).

Resultados

No total, registramos 642 indivíduos de 38 espécies de abelhas (Tabela 1). As espécies mais abundantes foram *Trigona hyalinata* (N = 230), *T. spinipes* (N = 108) e *Tetragonisca angustula* (N = 86). Essas espécies foram registradas em todas as áreas estudadas. Também detectamos a espécie exótica *Apis mellifera*, que foi a quarta espécie mais abundante (N = 28) e frequente em todas as áreas (ocorrendo em 28 % das parcelas) (Tabela 1). Foram registradas nove espécies singletons que foram *Augochloropsis* sp.3, *Bombus* sp., *Euglossa* sp., *Euglossa townsendi*, *Exaerete* sp.1, *Lasioglossum (Dialictus)* sp.3, *Paratrigona* sp.1, *Lestrimelitta* sp.1 e *Pseudagapostemon* sp.1. Foram registradas quatro espécies doubletons que foram *Melipona* sp.1, *Lasioglossum (Dialictus)* sp.2, *Nanotrigona* sp.2 e *Scaptotrigona bipunctata*.

Tabela 1. Abundância e frequência de ocorrência de espécies de abelhas da tribo Meliponini e Euglossini em áreas de Itabirito, Ouro Preto e Sabará (Minas Gerais, Brasil). Fonte: Gonçalves et al. (2023).

Espécies	Itabirito						Ouro Preto						Sabará						Total geral
	T1	T2	T3	T4	T5	Total	T1	T2	T3	T4	T5	Total	T1	T2	T3	T4	T5	Total	
<i>Apis mellifera</i>	0	0	3	3	9	15	0	0	8	0	0	8	1	2	0	2	0	5	28
<i>Augochloropsis</i> sp.1	0	0	1	1	1	3	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	4

<i>Augochloropsis</i> sp.2	0	0	0	4	4	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8
<i>Augochloropsis</i> sp.3	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Augochloropsis</i> sp.4	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Bombus</i> sp.	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Ceratina</i> sp.1	1	0	0	13	3	17	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	18
<i>Ceratina</i> sp.2	0	0	0	2	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Eufriesea</i> sp.1	0	1	0	1	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Euglossa</i> sp.1	0	0	1	1	0	2	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2	4
<i>Euglossa</i> sp.2	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Euglossa towsendi</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
<i>Eulaema nigrita</i>	0	0	0	0	12	12	0	2	0	0	0	2	0	0	0	0	0	14
<i>Exaerete</i> sp.1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Frioseomelitta varia</i>	0	0	8	0	4	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12
<i>Lasioglossum (Dialictus)</i> sp.1	0	2	0	0	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Lasioglossum (Dialictus)</i> sp.2	0	2	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Lasioglossum (Dialictus)</i> sp.3	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Lestrimelitta</i> sp.1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Melipona bicolor</i>	0	15	0	2	0	17	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	17
<i>Melipona quadrifasciata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	8	8
<i>Melipona</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	2
<i>Melipona</i> sp.3	0	2	0	0	0	2	0	0	2	0	0	2	0	0	0	0	0	4
<i>Nanotrigona</i> sp.1	0	1	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Paratrigona lineata</i>	0	3	13	0	0	16	0	0	2	0	0	2	0	1	0	0	1	19
<i>Paratrigona</i> sp.1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Plebeia</i> sp.1	8	6	2	5	0	21	0	2	0	0	0	2	0	0	0	0	0	23
<i>Pseudagapostemon</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
<i>Scaptotrigona bipunctata</i>	0	0	0	1	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Scaptotrigona xanthotricha</i>	0	0	0	0	0	0	0	13	0	0	13	0	0	0	0	0	0	13
<i>Tetragona clavipes</i>	0	0	0	7	0	7	0	0	0	0	0	0	1	0	2	0	3	10
<i>Tetragonisca angustula</i>	0	21	5	1	12	39	0	8	27	0	0	35	1	11	0	0	12	86
<i>Trigona fulgiventris</i>	0	0	1	0	1	2	0	0	2	0	0	2	0	0	0	1	0	5
<i>Trigona hyalinata</i>	2	25	52	6	6	91	0	8	117	0	0	125	0	14	0	0	14	230
<i>Trigona</i> sp.1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
<i>Trigona</i> sp.2	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	3
<i>Trigona</i> sp.3	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Trigona spinipes</i>	0	27	24	7	14	72	0	2	21	1	0	24	6	2	0	1	3	108
Riqueza	3	15	13	17	15	34	0	8	12	1	0	15	3	9	0	4	2	38
Abundância	11	109	113	56	71	360	0	25	196	1	0	222	8	42	0	6	4	642

Considerando todas as abelhas, a riqueza média diferiu entre os transectos de amostragem (Tabela 2), sendo maior para o transecto T3 (0 m) (Figura 2). Similarmente, a abundância também diferiu significativamente entre os transectos (Tabela 2), também sendo maior no transecto T3 (0 m) do que nos demais (Figura 2). Seguindo o padrão geral, a riqueza e abundância de Meliponini

diferiram entre os transectos (Tabela 2), sendo maiores nos transectos T3 (0 m) (Figura 3). Por outro lado, quando comparada a ocorrência de Euglossini entre os diferentes transectos, a riqueza de espécies não diferiu (Tabela 2), mas foi observada uma maior abundância nos transectos T5 (100 m) (Figura 4).

Tabela 2. Resultados dos modelos lineares generalizados mostrando a diferença na ocorrência de abelhas (riqueza e abundância) entre os transectos, localizados a diferentes distâncias da área desmatada. GL= Graus de liberdade; Desv. Res. = Desvio residual, P = valor de P. Fonte: Gonçalves et al. (2023).

Grupo	Variável resposta	GL	Desv. Res.	P
Todas as abelhas	Abundância	55	1303.79	< 0.001
	Riqueza	55	206.29	< 0.001
Meliponini	Abundância	55	909.54	< 0.001
	Riqueza	55	126.46	< 0.001
Euglossini	Abundância	20	52.015	< 0.001
	Riqueza	20	18.405	0.267

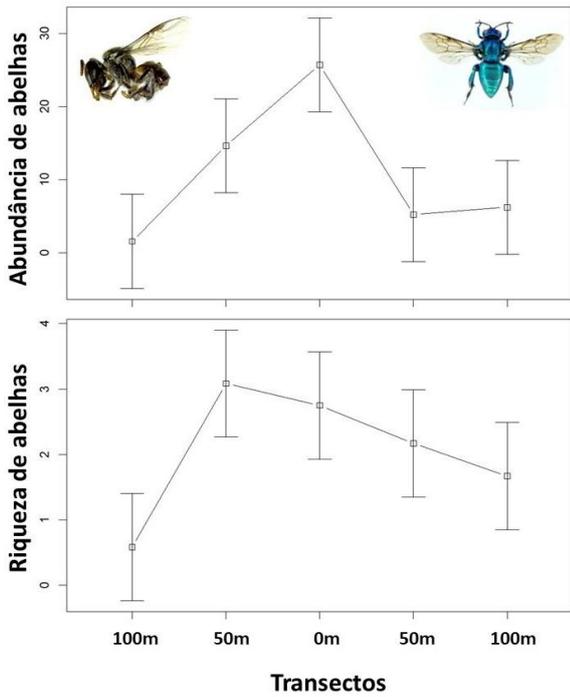


Figura 2. Comparação da abundância e da riqueza de abelhas (todos os grupos) ao longo dos diferentes transectos de amostragem. Fonte: Gonçalves et al. (2023).

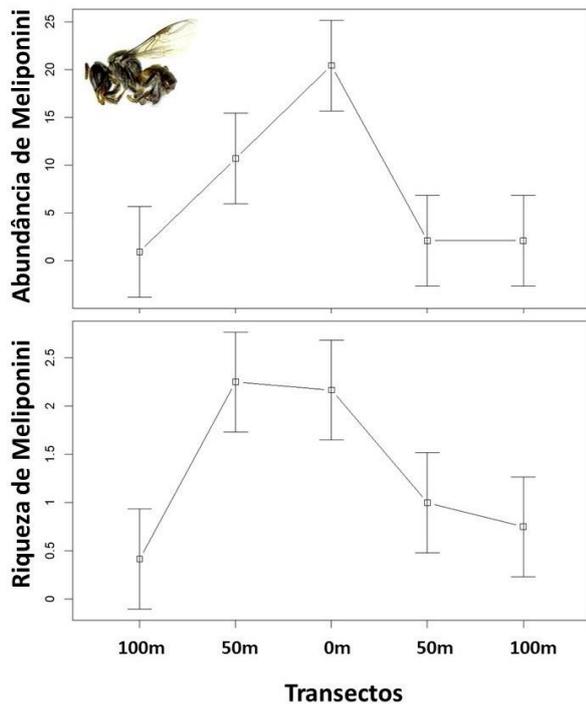


Figura 3. Comparação da abundância e da riqueza de abelhas da tribo Meliponini ao longo dos diferentes transectos de amostragem. Fonte: Gonçalves et al. (2023).

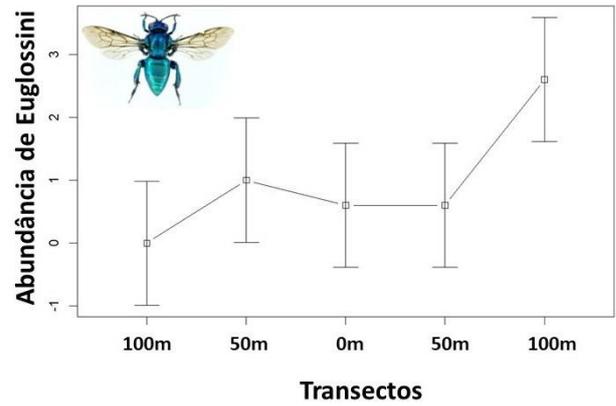


Figura 4. Comparação da abundância de abelhas da tribo Euglossini entre os diferentes transectos de amostragem. Fonte: Gonçalves et al. (2023).

Discussão

Os resultados sugerem que a abertura da vegetação afeta as comunidades de abelhas Euglossini diferentemente das abelhas Meliponini. As abelhas Meliponini foram mais comuns nas áreas abertas, enquanto as abelhas da tribo Euglossini foram mais abundantes em áreas mais distantes e de mais difíceis acessos que tendem a ser as áreas mais preservadas e com menor interferências humanas. Esses resultados corroboram a expectativa de que as espécies vão reagir de acordo com sua capacidade de movimentação e percepção do tipo de habitat, constituindo assim a heterogeneidade funcional da paisagem (Ewers & Didham, 2006; Fischer & Lindenmayer, 2007).

As abelhas Meliponini tiveram maior riqueza e abundância nas áreas abertas (faixa de servidão da linha de transmissão), do que nas áreas mais distantes. Uma possível explicação para os resultados observados são que as espécies da tribo Meliponini, por serem eusociais e mais generalistas, tendem a ter uma maior capacidade de adaptação a paisagens modificadas. Estudos mostram que muitas espécies de Meliponini têm uma tolerância relativamente alta à abertura da vegetação (Wu et al., 2018; Alvarenga et al., 2020; Gonçalves & Araújo, 2021). A abertura da vegetação pode levar a uma proliferação de plantas herbáceas e arbustivas que tendem a formar manchas de recursos florais, que podem ser recursos para as espécies de Meliponini mais generalistas. Desse modo, a abertura da vegetação pode beneficiar o forrageamento de Meliponini e facilitar a construção de ninhos em cavidades. Os nossos resultados corroboram estudos prévios que mostram que Meliponini possuem a capacidade de forragear desde ambientes de floresta intacta a ambientes altamente fragmentados (e.g. Brown & Albrecht, 2001).

Por outro lado, nossos resultados mostram um padrão oposto para as abelhas Euglossini, que foram mais abundantes nos transectos mais distantes das áreas abertas. Esses resultados sugerem que essas abelhas necessitam de ambientes fisicamente bem estruturados, por apresentarem uma maior especificidade no seu modo de polinização, necessitando de vegetações com características que possuem epífitas, para sua predominância nessas áreas (Gonçalves & Faria, 2021). Dessa forma, áreas com maior cobertura e complexidade de vegetação tendem a ter maior abundância e diversidade de Euglossini (Dressler, 1982). Em razão disso essas abelhas tendem a ser mais abundantes em áreas com bom estado de conservação, por exemplo, sendo mais frequentes no interior das florestas do que em áreas de bordas (Morato, 1994). Com isso os resultados indicam que as Euglossini são negativamente afetadas pela abertura da vegetação e pelo efeito de borda (Nemésio & Silveira, 2006), dado que uma boa parte de suas espécies tendem a ser especialistas e muito sensíveis à abertura da vegetação (Powell & Powell, 1987).

No contexto da abertura da vegetação para a instalação de linhas de transmissão de energia, um fator adicional que pode influenciar a presença das abelhas é o eletromagnetismo gerado pelos cabos de energia (Lipinski, 2006; Russo et al., 2021; Campbell et al., 2023). Estudos recentes indicam que as ondas eletromagnéticas emitidas pelos cabos de energia podem impactar as capacidades motoras e cognitivas das abelhas, resultando em diminuição da aprendizagem olfativa (e.g. Shepherd et al., 2018). A capacidade de aprendizagem relativa à orientação quanto ao deslocamento no ambiente fica reduzida, prejudicando a compreensão das abelhas com relação à localização dos alimentos, à qualidade e ao tipo dos recursos (por exemplo, cor, cheiro e formato das flores). Além disso, as abelhas perto de linhas de transmissão tendem a modificar o voo e aumentar a frequência de batidas de asas (Lipinski, 2006). Ademais, também afeta os pontos de referência, bem como a distância e a direção das fontes de alimento em relação à colmeia (Shepherd et al., 2018). Esses estudos indicam que o eletromagnetismo das linhas de transmissão tende a deixar as abelhas mais ativas, mas, ao mesmo tempo, as torna menos eficientes em forrageamentos bem-sucedidos (Shepherd et al., 2018). Nesse contexto, abelhas mais generalistas tendem a sofrer menos efeitos, como pode ser o caso das Meliponini, pois podem suplantar essas dificuldades, ao conseguirem utilizar os recursos florais mais abundantes e disponíveis nessas áreas mais próximas aos cabos de energia. No entanto,

são necessários estudos adicionais sobre o papel do eletromagnetismo no forrageamento das abelhas avaliadas neste estudo.

As espécies de abelhas da tribo Meliponini mais comuns no estudo foram *Trigona spinipes*, *Trigona hyalinata* e *Tetragonisca angustula*, tendo sido registradas em todas as áreas. Essas espécies apresentam ampla distribuição no território nacional (Silveira et al., 2002). Além disso, por serem abelhas eusociais a elevada abundância dessas abelhas pode estar relacionada à proximidade dos ninhos dessas espécies aos locais de amostragem. Apesar dessas abelhas possuírem a capacidade de voar longas distâncias, as abelhas solitárias e sociais tendem a não fazer uso de capacidade máxima de forrageamento, deslocando-se em área de 100 a 300 m de raio do seu ninho (Zurbuchen et al., 2010). Sendo assim, as abelhas sociais tendem a ser mais generalistas do que as abelhas solitárias (Williams et al., 2010). Elas também podem ter preferência em nidificar em ambientes mais abertos, mas que possuem vegetações próximas, porque são altamente dependentes dos recursos disponíveis na vizinhança de seus ninhos (Garibaldi et al., 2014). Outras pesquisas identificaram que certas espécies de abelhas possuem capacidade de adaptação a habitats abertos, nos quais as temperaturas diárias são mais elevadas em comparação aos habitats sombreados (Frankie & Newstrom, 1993).

Por outro lado, foram registradas muitas espécies raras (nove singletons e quatro doubletons), tais como as espécies da tribo Euglossini, *Euglossa townsendi* e *Exaerete* sp.1. A espécie *E. townsendi* nidifica em cavidades preexistentes na vegetação (Garófalo et al., 1993; Gazola & Garófalo, 2009). A *E. townsendi* é uma espécie com distribuição geográfica que desde o México até o Norte da Argentina (Rebêlo & Moure, 1995). Um aspecto bem interessante é que machos dessa espécie quando amostrados em artigos de levantamentos da fauna de Euglossini ocorrem sempre em pequeno número (Janzen et al., 1982). O gênero *Exaerete* contém cinco espécies que são cleptoparasíticas e colocam seus ovos, exclusivamente, em ninhos de *Eulaema lepeletier* e *Eufriesea cockerell* (Garófalo & Rozen Jr., 2001). Vale a pena ressaltar a ocorrência da espécie exótica *Apis mellifera*, que também ocorreu em todos os locais de estudo.

Até onde sabemos, poucos estudos evidenciaram se efeitos antrópicos afetam diferentemente comunidades de abelhas das tribos Meliponini e Euglossini. Conforme previamente discutido, existem evidências de que o eletromagnetismo pode atuar como um agente estressante que altera a capacidade cognitiva e

motora das abelhas, prejudicando o seu voo (Lipinski, 2006; Shepherd et al., 2018). Como observamos uma ocorrência mais frequente de Meliponini nos transectos abaixo linha de transmissão, que são aqueles onde o eletromagnetismo tende a ser maior, nossos resultados sugerem que essas abelhas podem ser mais tolerantes a esse efeito do eletromagnetismo, o que pode ser um interessante objeto de estudo a ser investigado futuramente.

Conclusão

A fragmentação da vegetação e o efeito de borda afetam, diferentemente, as comunidades de abelhas das tribos Euglossini e Meliponini. A ocorrência de abelhas da tribo Meliponini foi mais evidente nas áreas mais próximas à borda impactada, enquanto as abelhas da tribo Euglossini foram mais frequentes em áreas mais distantes da borda da vegetação.

Referências

- Alvarenga, A. S.; Silveira, F. A.; Santos Júnior, J. E.; Novais, S. M. A.; Quesada, M.; Neves, F. S. 2020. Vegetation composition and structure determine wild bee communities in a tropical dry forest. *Journal of Insect Conservation*, 24, 487-498. <https://doi.org/10.1007/s10841-020-00231-5>
- Bell, C.; Tronstad, L.; Hotaling, S. 2023. Tailoring your bee sampling protocol: Comparing three methods reveals the best approaches to capturing bees. *Agricultural and Forest Entomology*, 2023, 1-12. <https://doi.org/10.1111/afe.12569>
- Bembé, B. 2004. Functional morphology in male euglossine bees and their ability to spray fragrances (Hymenoptera, Apidae, Euglossini). *Apidologie*, 35, 283-291. <https://doi.org/10.1051/apido:2004013>
- 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. <https://www.jstor.org/stable/827515>
- Burkle, L.; Marlin, J. C.; Knight, T. M. 2013. Plant-pollinator interactions over 120 years: loss of species, co-occurrence, and function. *Science*, 339, 1611-1615. <https://www.science.org/doi/10.1126/science.1232728>
- Búrquez, A. 1997. Distributional limits of Euglossinae and Meliponinae bees (Hymenoptera, Apidae). *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 13, 337-394.
- Campbell, J. W.; Abbate, A.; West, N. M.; Straub, L.; Williams, G. R. 2023. Comparing three collection methods for pollinating insects within electric transmission rights-of-ways. *Journal of Insect Conservation*, 27, 377-387. <https://doi.org/10.1007/s10841-023-00460-4>
- Campos, O. L. 2010. Estudo de caso sobre impactos ambientais de linhas de transmissão na Região Amazônica. Banco Nacional do Desenvolvimento – Meio Ambiente. BNDES Setorial, 32, 231-266. <http://web.bndes.gov.br/bib/jspui/handle/1408/2923>
- Cane, J. H.; Minckley R. L.; Kervin L. J.; Roulston T. H.; Williams. N. M. 2006. Complex responses within a desert bee guild (Hymenoptera: Apiformes) to urban habitat fragmentation. *Ecological Applications*, 16, 632-644. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2006\)016\[0632:CRWADB\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2006)016[0632:CRWADB]2.0.CO;2)
- Collado, M. A.; Sol, D.; Bartomeus, I. 2019. Bees use anthropogenic habitats despite strong natural habitat preferences. *Diversity and Distributions*, 25, 924-935. <https://doi.org/10.1111/ddi.12899>
- Coope, G. R. 1995. Insect faunas in ice age environments: why so little extinction? In: Lawton, J. H.; May, R. M. [eds.]. *Extinction rates*, Oxford, UK, Oxford Univ. Press. pp. 55-74.
- Dressler, R. L. 1982. *Biologia das abelhas das orquídeas (Euglossini)*. Revisão Anual de Ecologia e Sistemática, 13, 373-394. <http://dx.doi.org/10.1146/annurev.es.13.110182.002105>.
- Endress, P. K. 1994. *Diversity and evolutionary biology of tropical flowers*. New York: Cambridge University Press, 511p.
- Ewers, R. M.; Didham R. K. 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews*, 81, 117-42. <http://dx.doi.org/10.1017/S146479310500>
- Klaus, F.; Ayasse, M.; Classen, A.; Dauber, J.; Diekötter, T.; Everaars, J.; Fornoff, F.; Greil, H.; Hendriksma, H. P.; Jütte, T.; Klein, A. M.; Krahnert, A.; Leonhardt, S. D.; Lüken, D. R.; Paxton, R. J.; Schmid-Egger, C.; Steffan-Dewenter, I.; Thiele, J.; Tschardtke, T.; Erler, S.; Pistorius, J. 2024. Improving wild bee monitoring, sampling methods, and conservation. *Basic and Applied Ecology*, 75, 2-11. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2024.01.003>
- Knut, F. L. V. D. 1971. *Principles of pollination ecology*. Oxford: Pergamon Press. 291p.

- Fischer, J.; Lindenmayer, D. B. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography*, 16, 265-280. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00287.x>
- Frankie, G. W.; Newstrom L. E.; Vinson S. B.; Barthell, J. F. 1993. Nesting-habitat preferences of selected *Centris* bees species in Costa Rican rainforest. *Biotropica*, 25, 322-333. <https://doi.org/10.2307/2388790>
- Garibaldi, L. A.; Carvalheiro, L. G.; Leonhardt, S. D.; Aizen, M. A.; Blaauw, B. R.; Isaacs, R.; Kuhlmann, M.; Kleijn, D.; Klein, A. M.; Kremen, C.; Morandin, L.; Scheper, J.; Winfree, R. 2014. From research to action: practices to enhance crop yield through wild pollinators. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12, 439-447. <https://doi.org/10.1890/130330>
- Garófalo, C. A.; Rozen-Jr., J. G. 2001. Parasitic Behavior of *Exaerete smaragdina* with descriptions of its mature oocyte and larval instars (Hymenoptera: Apidae: Euglossini). *American Museum Novitates*, 3349, 1-26. [https://doi.org/10.1206/0003-0082\(2001\)349<0001:PBOESW>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1206/0003-0082(2001)349<0001:PBOESW>2.0.CO;2)
- Garófalo, C. A.; Camillo, E.; Serrano, J. C.; Rebêlo, J. M. M. 1993. Utilização de ninhos-armadilha por espécies de Euglossini (Hymenoptera: Apidae). *Revista Brasileira de Biologia*, 53, 177-187.
- Gazola, A. L.; Garófalo, C. A.; 2009. Abelhas nidificantes (Hymenoptera: Apoidea) em fragmentos florestais do Estado de São Paulo. *Brasil. Genetics and Molecular Research*, 8, 607-622.
- Gonçalves, P. S.; Araújo, W. S. 2021. Diversity of Eusocial Bees in Natural and Anthropized Areas of a Tropical Dry Forest in the Parque da Sapucaia (Montes Claros, Minas Gerais, Brazil). *Sociobiology*, 68, e5305. <https://doi.org/10.13102/sociobiologia.v68i1.5305>
- Gonçalves, R. B.; Faria, L. R. R. 2021. In euglossine we trust as ecological indicators: a reply to Añino et al. 2019. *Sociobiology*, 68, 1-8. <https://doi.org/10.13102/sociobiologia.v68i1.4610>
- Janzen, D. H.; Devries, P. J.; Higgins M. L.; Kimsey, L. S. 1982. Seasonal and site variation in Costa Rican euglossine bees at chemical baits in lowland deciduous and evergreen forests. *Ecology*, 63, 66-74. <https://doi.org/10.2307/1937032>
- Lipinski, Z. 2006. How far should bees be located from the high voltage power lines? *Journal of Apicultural Research*, 45, 240-242.
- Michener, C. D. 2007. *The bees of the world*. 2. ed. Baltimore: The Johns Hopkins University Press. 922p.
- Morato, E. F. 1994. Abundância e riqueza de machos de Euglossini (Hymenoptera: Apidae) em mata de terra firme e áreas de derrubada, nas vizinhanças de Manaus (Brasil). *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi*, 10, 95-105.
- Muth, F.; Cooper T. R.; Bonilla, R. F.; Leonard, A. S. 2017. A novel protocol for studying bee cognition in the wild. *Methods in Ecology and Evolution*, 9, 78-87. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12852>
- Nemésio, A.; Morato, E. F. 2006. The orchid-bee fauna (Hymenoptera: Apidae) of Acre state (northwestern Brazil) and a re-evaluation of euglossine bait-trapping. *Lundiana*, 7, 59-64.
- Nemésio, A.; Silveira, F. A. 2010. Forest fragments with larger central areas better support the various bee faunas (Hymenoptera: Apidae: Euglossina). *Neotropical Entomology*, 39, 555-561. doi: <https://doi.org/10.1590/S1519-566X2010000400014>
- Ollerton, J. 2017. Pollinator Diversity: Distribution, Ecological Function, and Conservation. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 48, 352-376. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110316-022919>
- Oliveira, M. L.; Nogueira, D. S. 2023. Apidae in Catálogo Taxonômico da Fauna do Brasil. PNUD. Disponível em: <http://fauna.jbrj.gov.br/fauna/faunadobrasil/4215>. Acesso em: 23 jun. 2023
- Olynyk, M.; Westwood, A. R.; Koper, N. 2021. Effects of natural habitat loss and edge effects on wild bees and pollination services in remnant prairies. *Environmental Entomology*, 50, 732-743. <https://doi.org/10.1093/ee/nvaa186>
- Potts, S. G.; Biesmeijer, J. C.; Kremen, C.; Neumann, P.; Schweiger, O.; Kunin, W. E. 2010. Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology and Evolution*, 25, 345-353. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2010.01.007>
- Powell, A. H.; Powell, G. N. N. 1987. Population dynamics of male Euglossine bees in Amazonian forest fragments. *Biotropica*, 19, 176-179. <https://doi.org/10.2307/2388742>
- R Core Team. 2023. R: a language and environment for statistical computing, v. 4.2.2. Vienna, Austria: R Foundation for

- Statistical Computing. Disponível em: www.R-project.org. Acesso em: 20 jun. 2023.
- Rebêlo, J. M. M.; Moure, J. S. 1995. As espécies de *Euglossa* Latreille do Nordeste de São Paulo (Apidae, Euglossinae). *Revista Brasileira de Zoologia*, 51, 787-799.
- Rodríguez-Rodríguez, M. C.; Jordano, P.; Valido, A. 2013. Quantity and quality components of effectiveness in insular pollinator assemblages. *Oecologia*, 173, 179-190. <https://doi.org/10.1007/s00442-013-2606-y>
- Russo, L.; Stout, H.; Roberts, D.; Ross, B. D.; Mahan, C. G. 2021. Powerline right-of-way management and flower-visiting insects: how vegetation management can promote pollinator diversity. *PloS One*, 16, (1), e0245146. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0245146>
- Shepherd, S.; Lima, M. A. P.; Oliveira, E. E.; Sharkh, S. M.; Jackson, C. W. Newland, P. L. 2018. Extremely Low Frequency Electromagnetic Fields impair the Cognitive and Motor Abilities of Honey Bees. *Scientific Reports*, 8, 7932. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-26185-y>
- Silveira, F. A.; Melo, G. A.; Almeida, E. A. 2002. *Abelhas brasileiras. Sistemática e Identificação*. Fundação Araucária, Belo Horizonte, 253p.
- Stout, J. C. 2014. Anthropogenic impacts on pollination networks and plant mating systems. *Functional Ecology*, 28, 1-2. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12220>
- Tylianakis, J. M. 2013. The Global Plight of Pollinators. *Science*, 339, 1532-1533. <https://www.science.org/doi/full/10.1126/science.1235464>
- Waser, N. M. 2006. Specialization and generalization in plant-pollinator interactions: a historical perspective. In: Waser, N. M.; Ollerton, J. (eds.). *Plant-pollinator interactions – from specialization to generalization* The University of Chicago Press, pp. 3-17.
- Williams, N. M.; Crone, E. E.; Roulston, T. H.; Minckley, R. L.; Packer, L.; Potts, S. G. 2010. Ecological and life-history traits predict bee species responses to environmental disturbances. *Biological Conservation*, 143, 2280-2291. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.03.024>
- Winfree, R.; Bartomeus, I.; Cariveau, D. P. 2011. Native pollinators in anthropogenic habitats. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 42, 1-22. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01110.x>
- Winfree, R.; Williams, N. M.; Dushoff, J.; Kremen, C. 2007. Native bees provide insurance against ongoing honey bee losses. *Ecology Letters*, 10, 1105-1113. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01110.x>
- Wu, P.; Axmacher, J. C.; Song, X.; Zhang, X.; Xu, H.; Chen, C.; Liu, Y. 2018. Effects of Plant Diversity, Vegetation Composition, and Habitat Type on Different Functional Trait Groups of Wild Bees in Rural Beijing. *Journal of Insect Science*, 18, 1-9. <https://doi.org/10.1093/jisesa/iey065>
- Zanette, L. R. S.; Martins, R.P.; Ribeiro, S. P.; 2005. Effects of urbanization on Neotropical wasp and bee assemblages in a Brazilian metropolis. *Landscape and Urban Planning*, 71, 105-121. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2004.02.003>
- Zurbuchen, A.; Landert, L.; Klaiiber, J.; Müller, A.; Hein, S.; Dorn, S. 2010. Maximum foraging distances in solitary bees: only few individuals have the capability to cover long foraging distances. *Biological Conservation*, 143, 669-676. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.12.003>