

Bolsas Funbio - Conservando o Futuro 2019

Título do projeto: Determinação do efeito da urbanização em abelhas nativas e avaliação de *land sharing* e *land sparing* como estratégias de conservação

Tipo de bolsa solicitada: Doutorado

Instituição de Ensino/Programa: Universidade Federal de Lavras/Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada

Nome do aluno: Karla Palmieri Tavares Brancher

Titulação: Mestrado em Ecologia e Tecnologia Ambiental

Currículo Lattes: <http://lattes.cnpq.br/9733859188236961>

Orientador do projeto: Rafael Dudeque Zenni

Titulação: Doutorado em Ecology & Evolutionary Biology

Cargo: Professor do Magistério Superior

Vínculo com a IES: Servidor público com dedicação exclusiva

Currículo Lattes: <http://lattes.cnpq.br/9587201169577748>

Detalhamento do projeto

1. Introdução e justificativa

As abelhas (Hymenoptera: Apoidea) são essenciais para a manutenção dos ecossistemas, da biodiversidade e da produção de alimentos (Biesmeijer et al., 2006; Klein et al., 2006; Potts et al., 2010, Brown et al., 2016), mas evidências crescentes mostram que esses polinizadores estão em declínio (Goulson et al., 2008; Potts et al., 2010; Carvalheiro et al., 2013). Esse declínio dos polinizadores tem sido atribuído às ações antrópicas, como uso de pesticidas, patógenos, mudanças climáticas e fragmentação de habitats para intensificação agrícola e expansão urbana (Biesmeijer et al., 2006; Hegland et al., 2009; Giannini et al., 2015).

O papel da urbanização na mediação da diversidade de abelhas nativas ainda é pouco compreendido (Winfree et al., 2011; Martins et al., 2017). Atualmente, a urbanização é o tipo de uso da terra que mais cresce globalmente (Hansen et al., 2005, Lin e Fuller, 2013), e até 2050, prevê-se que as áreas urbanas precisarão acomodar um adicional de 2,6 bilhões de pessoas (Nações Unidas, 2011). Dessa forma, compreender os efeitos da urbanização nas populações de abelhas torna-se ainda mais crítico para sua conservação.

O processo de urbanização está associado principalmente a uma redução da vegetação natural, poluição do ar e uma alta proporção de áreas impermeáveis, como concreto e asfalto (Blair e Launer, 1997; Williams et al., 2009; Banaszak-Cibicka et al., 2018). Estacionamentos, estradas e setores industriais substituem os recursos florais e de nidificação necessários para a sobrevivência das abelhas, afetando principalmente as espécies especialistas e de comportamento social (Cane et al., 2006; McKinney, 2008; Cariveau e Winfree, 2015). Dentre os efeitos provocados estão mudanças na composição da comunidade (Cane et al. 2006; Carré et al. 2009 ; Carper et al. 2014 ; Fortel et al., 2014 ; Geslin et al., 2016), nas redes de polinização (Geslin et al., 2013; Baldock et al., 2015) e homogeneização biótica (McKinney, 2006).

Nas áreas urbanas, além dos efeitos descritos anteriormente, uma vegetação empobrecida composta principalmente por espécies de plantas exóticas em parques e jardins pode influenciar de forma negativa a abundância, riqueza de espécies e

uniformidade das abelhas nativas (Morón et al., 2009; Fenesi et al., 2015; Henríquez-Piskulich et al., 2018). Recentemente foi demonstrado que a introdução de plantas exóticas poderia ser ainda mais problemática que mudanças na paisagem, afetando não apenas as assembleias de insetos, mas também as redes completas de polinizadores de plantas (Hansen et al., 2018). Para as abelhas nativas, foram encontradas respostas variadas a espécies exóticas de plantas. Algumas espécies podem ser favorecidas devido à alteração da composição e estrutura da comunidade vegetal, outras podem ser incapazes de forragear e completar seus ciclos de vida, devido à sua incapacidade de utilizar recursos de plantas exóticas (Stout e Morales, 2009; Henríquez-Piskulich et al., 2018). Henríquez-Piskulich et al. (2018) verificaram que na região dos Andes, a proporção de espécimes de abelhas de tamanhos grandes caiu ao longo do aumento de espécies de plantas introduzidas e isso pode provocar efeitos significativos na polinização de espécies de plantas nativas.

Apesar de todos os efeitos negativos citados, muitas espécies de abelhas persistem em áreas urbanas (Saure, 1996; Tommasi et al., 2004; Frankie et al., 2005). Como exemplo, um terço da fauna de abelhas da França foi encontrado em Lyon (Fortel et al. 2014), cerca de 262 espécies de abelhas em Berlim, Alemanha (Saure, 1996) e 110 espécies na cidade de Nova York, EUA (Fetridge et al., 2008). Alguns estudos encontraram alta diversidade de Apidae nas cidades (Zapparoli, 1997; Cane, 2005; Banaszak-Cibicka e Żmihorski, 2012), demonstrando que áreas urbanas podem ser importantes locais de refúgio para as abelhas (Tommasi et al., 2004).

Estudos recentes demonstraram que as áreas urbanas apresentam capacidades inesperadas para o fornecimento de serviços ecossistêmicos e apoio à biodiversidade (UNEP – WCMC, 2007; McKinney, 2008; Edmondson et al., 2014). Dessa forma, é necessário um entendimento mais completo sobre como a cidade pode ser planejada para esse fim. Uma das abordagens que tem sido discutida a respeito do planejamento urbano para a conservação da biodiversidade é o compartilhamento da terra (*land sharing*) versus economia de terra (*land sparing*) (Figura 1). No primeiro caso, a paisagem é gerida com menor intensidade para permitir a coexistência de vegetação e ambiente urbano num mosaico, enquanto no segundo, a preservação da terra permite a retenção de grandes, embora isolados, fragmentos de hábitat em toda a paisagem que contribuem para os objetivos de conservação (Lin e Fuller, 2013).



Figura 1: Exemplo de configurações da paisagem urbana na perspectiva de: a - *land sharing*; b - *land sparing*. Fonte: modificado de Soga et al. (2014).

Soga et al. (2014) quantificaram os benefícios relativos das duas abordagens na conservação de borboletas e besouros terrestres em Tóquio, no Japão. Eles concluíram que, em um nível mais alto de urbanização (maior número de edifícios em uma paisagem), a abordagem *land sparing* resultou em um maior tamanho da população para a maioria das espécies de ambos os táxons, enquanto que em um nível de urbanização menor as borboletas foram beneficiadas pelo modelo *land sharing*. Nesse contexto, uma das lacunas de conhecimento diz respeito a quais configurações da paisagem urbana são úteis no apoio à diversidade de abelhas nativas e ao serviço ecossistêmico de polinização, especialmente em regiões tropicais. Não sabemos também quais espécies ocorrem em altas densidades nas áreas urbanas, consideradas “vencedoras” e quais declinam com o processo de urbanização, as “perdedoras” (Banaszak-Cibicka e Żmihorski, 2012).

Embora nossa compreensão do impacto ecológico da urbanização tenha melhorado nas últimas décadas, ela não acompanhou o crescimento rápido e generalizado das cidades (Dye, 2008; Zang et al., 2011; Lin e Fuller, 2013). O conhecimento sobre o impacto da urbanização sobre as abelhas ainda é restrito, e grande parte dos estudos tem sido realizado em grandes metrópoles (Saure, 1996; Zapparoli, 1997; Cane, 2005; Banaszak-Cibicka e Żmihorski, 2012). Não sabemos ao certo sobre como cidades menores, que compõem a maioria dos municípios no Brasil (IBGE, 2017), influenciam a comunidade de abelhas nativas, positivamente ou negativamente, e se os mecanismos ecológicos são os mesmos das cidades grandes.

À medida que a ecologia urbana avança na ciência da ecologia, devemos atualizar a compreensão do papel das cidades na conservação de abelhas, como enfatizado pelo último Relatório da Plataforma Intergovernamental sobre Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos (IPBES) (Potts et al., 2016), a fim de engajar os planejadores urbanos e residentes na melhoria do hábitat dos polinizadores como uma prática de conservação. Como as abelhas são um grupo-chave de polinizadores em todo o mundo tanto para as plantas nativas como para as cultivadas, elas podem ser prontamente usadas para ilustrar a importância dos serviços ecossistêmicos, funções dos ecossistemas e capital natural.

2. Objetivo geral do projeto

O objetivo geral do projeto é determinar os efeitos da urbanização sobre comunidades de abelhas nativas.

2.1 Objetivos específicos

1. Avaliar se a diversidade, a abundância, e a composição da comunidade de abelhas nativas diferem ao longo de um gradiente de urbanização.
2. Determinar se, em áreas urbanizadas, a abundância de plantas exóticas altera a diversidade, abundância e composição da comunidade de abelhas nativas.
3. Avaliar qual modelo de paisagem urbana, “*land sharing*” ou “*land sparing*”, melhor contribui para a conservação de abelhas nativas.

3. Metodologia

3.1 Área de estudo

A área de estudo compreenderá seis municípios na região do sul de Minas Gerais: Alfenas, Lavras, Poços de Caldas, Pouso Alegre, Três Corações e Varginha (Figura 2). A região compreende remanescentes de Mata Atlântica, áreas de cultivo agrícola, especialmente café, soja, cana-de-açúcar e milho, e áreas urbanas com

populações entre 78.913 e 166.111 habitantes (IBGE, 2017). O clima da região se caracteriza como temperado quente, com inverno seco (classificação Cwa de acordo com Köppen e Geiger), com temperatura média anual de 20,6 °C e pluviosidade média anual de 1508 mm (Sá Júnior, 2009).

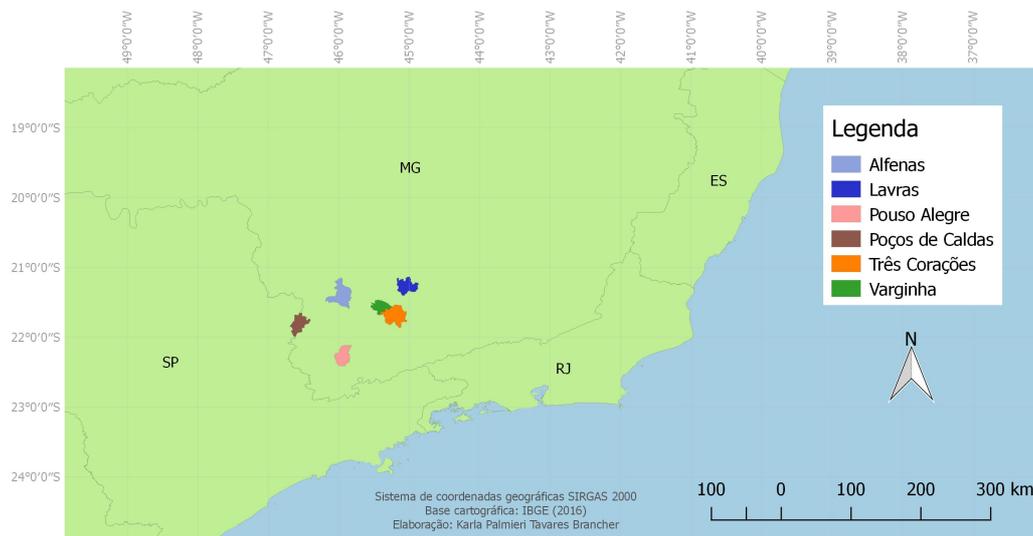


Figura 2: Mapa com a localização dos municípios da região do sul de Minas onde será realizado o estudo.

3.2 Efeito da urbanização e das espécies exóticas sobre a comunidade de abelhas nativas

Para responder aos objetivos específicos 1 e 2, iremos realizar a amostragem das abelhas e das plantas exóticas/nativas nos 6 municípios. Em cada município, serão selecionadas áreas de amostragem com um gradiente de superfície impermeável (10 a 95%). Devido ao tamanho do perímetro urbano, serão 3 áreas de amostragem para o município de Alfenas, 4 para Lavras e Três Corações, 5 locais para Varginha e 6 áreas de amostragem para Pouso Alegre e Poços de Caldas, totalizando 28 pontos de amostragem. Todas as áreas serão visitadas uma vez ao mês, durante 6 meses (jan/fev/mar e out/nov/dez). O gradiente de urbanização dos locais de amostragem será determinado a partir de uma classificação supervisionada realizada no software QGIS 2.18.26, utilizando o complemento “Semi-Automatic Classification Plugin (SCP)”

(Congedo, 2015) e imagens de satélite disponíveis em bases cartográficas brasileiras, como o IBGE e o INPE.

Considerando a área de forrageamento de abelhas em áreas urbanas descritas em outros trabalhos (Osborne et al., 2008; Fortel et al., 2014; Garbuzov et al., 2015; Martins, 2017), e pelo alto valor de resistência atribuída ao ambiente urbano (Boscolo et al., 2017), em cada local de amostragem será traçado um quadrado de 1 km², e dentro de cada quadrado serão selecionados 5 pontos para sub-amostragem distantes aproximadamente 300 m entre si, conforme demonstrado na Figura 3.



Figura 3: Parte do município de Lavras – MG. Em amarelo está representado o quadrado com 1 km², e em vermelho a distribuição dos pontos de amostragem. Fonte: Google Earth 2018.

Para a amostragem das abelhas, serão utilizadas armadilhas “*pan traps*” (Figura 4a), que consistem em potes de plástico pintados de cor azul, amarelo e branco, cores que atuam como atrativos para abelhas. Em cada pote serão colocados 150 mL de água e 4 gotas de detergente neutro para quebrar a tensão superficial. Em cada ponto de sub-amostragem serão colocadas duas armadilhas com cores diferentes, de forma alternada entre os pontos, e deixadas durante 24 horas nos locais. Para complementar o método de amostragem, iremos realizar também uma captura ativa nas plantas com flores, utilizando uma rede entomológica (Figura 4b). A captura será realizada nas plantas com flores em um raio de 25 m de cada armadilha.



Figura 4: a. Armadilhas do tipo “*pan traps*”. Fonte: da autora; b – rede de varredura (entomológica). Fonte: <http://entomology.org.uk/products.htm>

As abelhas coletadas serão preservadas em álcool 70%, para posterior secagem em estufa e montagem para identificação de acordo com Silveira et al. (2002) e Michener (2007). De acordo com a literatura disponível, as abelhas serão classificadas quanto à sua taxonomia, hábito de nidificação e comportamento social. Nos mesmos pontos de amostragem de abelhas, serão coletadas todas plantas encontradas em um raio de 25 m (Bates et al., 2011), para identificação taxonômica e classificação de origem (nativa e exótica).

Para a análise dos dados, primeiramente iremos realizar análises das comunidades. Para determinar a riqueza de espécies, iremos utilizar o software EstimateS v 9.1.0 (Cowell, 2013). A distribuição de abundância será realizada utilizando-se o pacote Biodiversity no Software R Core Team (Kindt e Coe, 2005; R Core Team, 2018). A curva de acumulação de espécies e a riqueza total esperada serão calculadas através do procedimento de *bootstrap* com 1000 aleatorizações, e, para a riqueza esperada, iremos utilizar os estimadores Jack1 e Chao2, pois são considerados menos enviesados para assembleias ricas em espécies (Walther e Morand, 1998).

Para avaliar os padrões de rotatividade de espécies (diversidade beta) em função do gradiente de urbanização, iremos construir uma matriz de similaridade utilizando o índice Morisita-Horn, e o escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) para definir as diferenças gerais na composição de espécies entre os locais amostrados (Montoya-Molina et al., 2016).

O efeito do gradiente de urbanização sobre a riqueza e abundância das abelhas será avaliado através de modelos lineares generalizados mistos (GLMM). O percentual

de área impermeável será definido como efeito fixo, e o tempo e a área como efeitos aleatórios. Os modelos também serão construídos para relacionar o percentual de área impermeável com a frequência de ocorrência de espécies de abelhas baseadas em seu social e de nidificação. Os modelos com os menores valores de AIC (Akaike Information Criterion) serão considerados como os mais parcimoniosos. Essa mesma análise será utilizada para avaliar como a comunidade de abelhas responde à abundância de plantas exóticas em cada local, e, para isso, iremos construir também um gradiente de percentual de plantas exóticas. A construção dos modelos será realizada no Software R, usando o pacote lme4 (Bates, Maechler e Bolker, 2011).

3.3 “*Land sharing*” x “*land sparing*”

Para o objetivo específico 3, iremos selecionar, nos mesmos municípios de estudo, 10 áreas de configuração *land sharing* e 10 áreas de configuração *land sparing*. Através da análise das 20 áreas de 1km², iremos utilizar as seguintes métricas como variáveis preditoras: percentual de área urbana, percentual de vegetação, relação entre perímetro/área da vegetação e densidade de habitação. Essas duas últimas métricas são importantes para a diferenciação entre as duas categorias estudadas (*land sharing* e *land sparing*) (Mendenhall et al., 2013). As análises serão realizadas no software QGis 2.18.26.

A amostragem das abelhas será realizada com a mesma metodologia dos objetivos específicos 1 e 2, bem como a análise dos parâmetros e características da comunidade (riqueza, diversidade, composição das espécies, hábito de nidificação e comportamento social).

Para avaliar os efeitos das variáveis preditoras sobre a comunidade de abelhas, iremos ajustar modelos lineares generalizados mistos (GLMM), utilizando o pacote lme4 (Bates, Maechler e Bolker, 2011) no software R. Nos modelos, o tempo e local de estudo serão incluídos como efeitos aleatórios. Os modelos serão selecionados através do critério de AIC (Akaike Information Criterion).

Após determinar os padrões da comunidade de abelhas e sua relação com a paisagem iremos comparar qual das duas estratégias de configuração da paisagem urbana melhor favorece a comunidade de abelhas nativas.

4. Atividades previstas

- Realização da classificação supervisionada dos municípios para determinação do gradiente de urbanização.
- Seleção das áreas de amostragem.
- Visita às prefeituras dos municípios do estudo para apresentar o projeto.
- Amostragem piloto: visita aos locais para verificar a viabilidade de acesso e instalação das armadilhas, e assim demarcar os pontos de amostragem dentro de cada local.
- Coleta de dados oficial: amostragens das abelhas durante 6 meses, uma vez por mês.
- Identificação das espécies utilizando manuais de identificação, com o auxílio da lupa.
- Revisão de literatura para identificação do comportamento social e hábitos de nidificação das espécies amostradas.
- Análise dos dados.
- Elaboração de resumos para congressos, artigos e redação da tese.

5. Detalhamento da infraestrutura física e tecnológica a ser utilizada

O projeto será desenvolvido utilizando-se a infraestrutura de dois laboratórios:

- Laboratório de Biologia da Conservação e Bioinvasões da Universidade Federal de Lavras (UFLA): dispõe de infraestrutura com bancadas para triagem e identificação de amostras, lupa, material bibliográfico para identificação das plantas coletadas, local para armazenar as amostras e materiais para utilização em campo, tais como rede entomológica, trena, perneiras, podão, prensas para confecção de exsiccatas e potes para armazenar as amostras. Dispõe também de computador para realização das pesquisas bibliográficas, das análises estatísticas e geoprocessamento.

7. Orçamento previsto

Orçamento				
Categoria de despesa	Descrição dos itens	Quantidade	Valor Unitário (R\$)	Valor Total (R\$)
Uso e consumo	Álcool 70% (galão de 5L)	5	R\$ 34,90	R\$ 174,50
	Potes para armadilhas "pan traps"	8	R\$ 20,00	R\$ 160,00
	Rede entomológica	2	R\$ 33,75	R\$ 67,50
	Alfinete entomológico	3	R\$ 256,00	R\$ 768,00
	Caixa entomológica	10	R\$ 65,00	R\$ 650,00
Viagens	Combustível para deslocamento entre as 6 cidades, 7 vezes (amostragem piloto mais os 6 meses de coleta)	7	R\$ 460,00	R\$ 3.220,00
	Diária de hotel para duas pessoas (R\$70,00 a diária, em 6 cidades, durante 6 meses, ou seja, 72 diárias)	72	R\$ 80,00	R\$ 5.760,00
	Alimentação para duas pessoas durante 72 dias de campo	72	R\$ 80,00	R\$ 5.760,00
Equipamentos	GPS Garmin	1	R\$ 569,00	R\$ 569,00
Total				R\$17.129,00

OBS: demais materiais necessários estão disponíveis nos laboratórios citados no item 5.

8. Resultados esperados e impacto previsto do projeto

Como resultados dessa pesquisa, esperamos compreender como as abelhas nativas podem ser prejudicadas pela diminuição de recursos para nidificação e forrageamento no processo de urbanização, ou até mesmo beneficiadas pela oferta de novos recursos. Esperamos que ao longo do gradiente de urbanização, com o aumento da área impermeável e diminuição da vegetação nativa, iremos encontrar menor riqueza de espécies de abelhas e maior abundância daquelas espécies que possuem características que favorecem seu estabelecimento nessas áreas. Esperamos encontrar também uma diminuição da riqueza e abundância de abelhas que nidificam no solo ao longo do gradiente de urbanização. A respeito da configuração da paisagem urbana, esperamos encontrar diferenças na composição das espécies entre os modelos "land

sharing” e “*land sparing*”, podendo o segundo ser mais favorável para espécies especialistas quanto ao hábitat.

Sobre o impacto deste projeto, traremos resultados inéditos, pois, no Brasil, não encontramos nenhum estudo que buscou responder como a comunidade de abelhas é alterada ao longo de um gradiente de urbanização em cidades com menos de 500 mil habitantes, que correspondem a mais de 99% dos 5.570 municípios brasileiros (IBGE, 2017). A perda de biodiversidade devido à urbanização constitui um grande desafio para a governança e planejamento da cidade, levantando a questão crucial de quais formas de desenvolvimento da cidade melhor protegem a biodiversidade.

Através do estudo da configuração das cidades na perspectiva de “*land sharing*” versus “*land sparing*”, traremos resultados que poderão nortear o planejamento das cidades visando a proteção das abelhas nativas que utilizam áreas urbanas como refúgio. Ao identificar quais grupos são mais ameaçados pelo processo de urbanização, poderemos direcionar esforços de conservação para essas espécies. Além disso, no decorrer do projeto poderemos também simular diferentes cenários de configuração da paisagem urbana, considerando vegetação e densidade de habitação, para melhor compreender como podemos melhorar o habitat para os polinizadores.

Dadas as pressões que os polinizadores enfrentam em áreas agrícolas, que correspondem à grande parte do uso do solo no entorno dos locais de estudo e grande parte do Brasil, as cidades devem desempenhar um papel importante na sua conservação. A preocupação com a conservação de abelhas em ambientes urbanos tem se tornado mais frequente, e os espaços verdes públicos podem ser manejados para que beneficiem os polinizadores, porém não temos diretrizes claras sobre como isso deve ser realizado de uma forma mais eficaz. Dessa forma, ao final do projeto, além dos artigos submetidos para periódicos internacionais, esperamos contribuir também com diretrizes para conservação de polinizadores nativos em paisagens urbanas para auxiliar gestores e pessoas envolvidas na área de conservação.

9. Referências

Baldock, K. C., Goddard, M. A., Hicks, D. M., Kunin, W. E., Mitschunas, N., Osgathorpe, L. M., ... & Vaughan, I. P. (2015). Where is the UK's pollinator

biodiversity? The importance of urban areas for flower-visiting insects. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 282(1803), 20142849.

Banaszak-Cibicka, W., & Żmihorski, M. (2012). Wild bees along an urban gradient: winners and losers. *Journal of Insect Conservation*, 16(3), 331-343.

Banaszak-Cibicka, W., Fliszkiewicz, M., Langowska, A., & Żmihorski, M. (2018). Body size and wing asymmetry in bees along an urbanization gradient. *Apidologie*, 49(3), 297-306.

Bates, A. J., Sadler, J. P., Fairbrass, A. J., Falk, S. J., Hale, J. D., & Matthews, T. J. (2011). Changing bee and hoverfly pollinator assemblages along an urban-rural gradient. *PloS one*, 6(8), e23459.

Bates, D., Maechler, M. & Bolker, B. (2011) lme4: Linear mixed-effects models using S4 classes. R package version 1.0-4.

Biesmeijer, J. C., Roberts, S. P., Reemer, M., Ohlemüller, R., Edwards, M., Peeters, T., ... & Settele, J. (2006). Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. *Science*, 313(5785), 351-354.

Blair, R. B., & Launer, A. E. (1997). Butterfly diversity and human land use: Species assemblages along an urban gradient. *Biological conservation*, 80(1), 113-125.

Boscolo, D., Tokumoto, P. M., Ferreira, P. A., Ribeiro, J. W., & dos Santos, J. S. (2017). Positive responses of flower visiting bees to landscape heterogeneity depend on functional connectivity levels. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 15(1), 18-24.

Brown, M. J., Dicks, L. V., Paxton, R. J., Baldock, K. C., Barron, A. B., Chauzat, M. P., ... & Li, J. (2016). A horizon scan of future threats and opportunities for pollinators and pollination. *PeerJ*, 4, e2249.

Cane, J. H. (2005). Bees, pollination, and the challenges of sprawl. *Nature in fragments: the legacy of sprawl*. Columbia University Press, New York, 109-124.

Cane, J. H., Minckley, R. L., Kervin, L. J., Roulston, T. A. H., & Williams, N. M. (2006). Complex responses within a desert bee guild (Hymenoptera: Apiformes) to urban habitat fragmentation. *Ecological Applications*, 16(2), 632-644.

Cariveau, D. P., & Winfree, R. (2015). Causes of variation in wild bee responses to anthropogenic drivers. *Current Opinion in Insect Science*, 10, 104-109.

Carper, A. L., Adler, L. S., Warren, P. S., & Irwin, R. E. (2014). Effects of suburbanization on forest bee communities. *Environmental Entomology*, 43(2), 253-262.

Carre, G., Roche, P., Chifflet, R., Morison, N., Bommarco, R., Harrison-Cripps, J., ... & Settele, J. (2009). Landscape context and habitat type as drivers of bee diversity in European annual crops. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 133(1-2), 40-47.

Carvalho, L. G., Kunin, W. E., Keil, P., Aguirre-Gutiérrez, J., Ellis, W. N., Fox, R., ... & Van de Meutter, F. (2013). Species richness declines and biotic homogenisation have slowed down for NW-European pollinators and plants. *Ecology letters*, 16(7), 870-878.

Colwell, R.K. (2013) Estimates: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9. Available: Persistent URL , purl.oclc.org/estimates.

Congedo, Luca. Semi-Automatic Classification Plugin Documentation. Release 4.8.0.1. 29 out. 2015. Disponível em: <<https://media.readthedocs.org/pdf/semiautomaticclassificationmanualv4/latest/semiautomaticclassificationmanual-v4.pdf>>. Acesso em: julho de 2019.

Dye, C. (2008). Health and urban living. *Science*, 319(5864), 766-769.

Edmondson, J. L., Davies, Z. G., McCormack, S. A., Gaston, K. J., & Leake, J. R. (2014). Land-cover effects on soil organic carbon stocks in a European city. *Science of the total Environment*, 472, 444-453.

Fenesi, A., Vágási, C. I., Beldean, M., Földesi, R., Kolcsár, L. P., Shapiro, J. T., ... & Kovács-Hostyánszki, A. (2015). *Solidago canadensis* impacts on native plant and pollinator communities in different-aged old fields. *Basic and Applied Ecology*, 16(4), 335-346.

Fetridge, E. D., Ascher, J. S., & Langellotto, G. A. (2008). The bee fauna of residential gardens in a suburb of New York City (Hymenoptera: Apoidea). *Annals of the entomological Society of America*, 101(6), 1067-1077.

Fortel, L., Henry, M., Guilbaud, L., Guirao, A. L., Kuhlmann, M., Mouret, H., ... & Vaissière, B. E. (2014). Decreasing abundance, increasing diversity and changing structure of the wild bee community (Hymenoptera: Anthophila) along an urbanization gradient. *PloS one*, 9(8), e104679.

Frankie, G. W., Thorp, R. W., Schindler, M., Hernandez, J., Ertter, B., & Rizzardi, M. (2005). Ecological patterns of bees and their host ornamental flowers in two northern California cities. *Journal of the Kansas Entomological Society*, 78(3), 227-247.

Garbuzov, M., Schürch, R., & Ratnieks, F. L. (2015). Eating locally: dance decoding demonstrates that urban honey bees in Brighton, UK, forage mainly in the surrounding urban area. *Urban Ecosystems*, 18(2), 411-418.

Geslin, B., Gauzens, B., Thebault, E., & Dajoz, I. (2013). Plant pollinator networks along a gradient of urbanisation. *PloS one*, 8(5), e63421.

Geslin, B., Le Féon, V., Folschweiller, M., Flacher, F., Carmignac, D., Motard, E., ... & Dajoz, I. (2016). The proportion of impervious surfaces at the landscape scale structures wild bee assemblages in a densely populated region. *Ecology and evolution*, 6(18), 6599-6615.

Giannini, T. C., Tambosi, L. R., Acosta, A. L., Jaffé, R., Saraiva, A. M., Imperatriz-Fonseca, V. L., & Metzger, J. P. (2015). Safeguarding ecosystem services: a methodological framework to buffer the joint effect of habitat configuration and climate change. *PLoS One*, 10(6), e0129225.

Goulson, D., Lye, G. C., & Darvill, B. (2008). Decline and conservation of bumble bees. *Annu. Rev. Entomol.*, 53, 191-208.

Hansen, A. J., Knight, R. L., Marzluff, J. M., Powell, S., Brown, K., Gude, P. H., & Jones, K. (2005). Effects of exurban development on biodiversity: patterns, mechanisms, and research needs. *Ecological Applications*, 15(6), 1893-1905.

Hansen, S., Roets, F., Seymour, C. L., Thébault, E., van Veen, F. F., & Pryke, J. S. (2018). Alien plants have greater impact than habitat fragmentation on native insect flower visitation networks. *Diversity and Distributions*, 24(1), 58-68.

Hegland, S. J., Nielsen, A., Lázaro, A., Bjerknes, A. L., & Totland, Ø. (2009). How does climate warming affect plant-pollinator interactions?. *Ecology letters*, 12(2), 184-195.

Henríquez-Piskulich, P., Vera, A., Sandoval, G., & Villagra, C. (2018). Along urbanization sprawl, exotic plants distort native bee (Hymenoptera: Apoidea) assemblages in high elevation Andes ecosystem. *PeerJ*, 6, e5916.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). 2017. Estimativas populacionais para os municípios e para as Unidades da Federação brasileiros em 01.07.2017. Disponível em: <
https://ww2.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/estimativa2017/estimativa_dou.shtm> Acesso em Julho de 2019.

Kindt, R., & Coe, R. (2005). *Tree diversity analysis: a manual and software for common statistical methods for ecological and biodiversity studies*. World Agroforestry Centre.

Klein, A. M., Vaissiere, B. E., Cane, J. H., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S. A., Kremen, C., & Tscharntke, T. (2006). Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the royal society B: biological sciences*, 274(1608), 303-313.

Lin, B. B., & Fuller, R. A. (2013). Sharing or sparing? How should we grow the world's cities?. *Journal of Applied Ecology*, 50(5), 1161-1168.

Montoya-Molina, S., Giraldo-Echeverri, C., Montoya-Lerma, J., Chará, J., Escobar, F., & Calle, Z. (2016). Land sharing vs. land sparing in the dry Caribbean lowlands: A dung beetles' perspective. *Applied soil ecology*, 98, 204-212.

Martins, K. T., Gonzalez, A., & Lechowicz, M. J. (2017). Patterns of pollinator turnover and increasing diversity associated with urban habitats. *Urban ecosystems*, 20(6), 1359-1371.

McKinney, M. L. (2006). Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological conservation*, 127(3), 247-260.

McKinney, M. L. (2008). Effects of urbanization on species richness: a review of plants and animals. *Urban ecosystems*, 11(2), 161-176.

Mendenhall, C. D., Archer, H. M., Brenes, F. O., Sekercioglu, C. H., & Sehgal, R. N. (2013). Balancing biodiversity with agriculture: Land sharing mitigates avian malaria prevalence. *Conservation Letters*, 6(2), 125-131.

Michener, C. D. (2000). *The bees of the world* (Vol. 1). JHU press.

Moroń, D., Lenda, M., Skórka, P., Szentgyörgyi, H., Settele, J., & Woyciechowski, M. (2009). Wild pollinator communities are negatively affected by invasion of alien goldenrods in grassland landscapes. *Biological Conservation*, 142(7), 1322-1332.

Osborne, J. L., Martin, A. P., Shortall, C. R., Todd, A. D., Goulson, D., Knight, M. E., ... & Sanderson, R. A. (2008). Quantifying and comparing bumblebee nest densities in gardens and countryside habitats. *Journal of applied ecology*, 45(3), 784-792.

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 & evolution*, 25(6), 345-353.

Potts, S. G., Ngo, H. T., Biesmeijer, J. C., Breeze, T. D., Dicks, L. V., Garibaldi, L. A., ... & Vanbergen, A. (2016). The assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on pollinators, pollination and food production.

Qgis Development Team, 2018. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project, Versão 3.4.4 "Las Palmas". Disponível em: <http://qgis.osgeo.org>.

R Development Core Team (2010) R: A language and environment for statistical computing. Version 2.12.0. R Foundation for Statistical. Vienna, Austria. Available: <http://www.r-project.org/>.

Sá Júnior, A. D. (2009). Aplicação da classificação de Köppen para o zoneamento climático do estado de Minas Gerais (Doctoral dissertation, *Dissertação (Ph. D. em Engenharia Agrícola)*-Universidade Federal de Lavras).

Saure, C. (1996). Urban habitats for bees: the example of city of Berlin. The conservation of bees.

Silveira, F. A., Melo, G. A., & Almeida, E. A. (2002). Abelhas brasileiras: sistemática e identificação.

Soga, M., Yamaura, Y., Koike, S., & Gaston, K. J. (2014). Land sharing vs. land sparing: does the compact city reconcile urban development and biodiversity conservation?. *Journal of Applied Ecology*, 51(5), 1378-1386.

Stout, J. C., & Morales, C. L. (2009). Ecological impacts of invasive alien species on bees. *Apidologie*, 40(3), 388-409.

Tommasi, D., Miro, A., Higo, H. A., & Winston, M. L. (2004). Bee diversity and abundance in an urban setting. *The Canadian Entomologist*, 136(6), 851-869.

UNEP–WCMC (United Nations Environment Programme–World Conservation Monitoring Centre). 2007. The UK national ecosystem assessment technical report. Cambridge, UK:UNEP–WCMC.

United Nations (2011) World Urbanization Prospects: The 2011 Revision. United Nations, New York.

Walther, B. A., & Morand, S. (1998). Comparative performance of species richness estimation methods. *Parasitology*, 116(4), 395-405.

Williams, N. S., Schwartz, M. W., Vesk, P. A., McCarthy, M. A., Hahs, A. K., Clemants, S. E., ... & McDonnell, M. J. (2009). A conceptual framework for predicting the effects of urban environments on floras. *Journal of ecology*, 97(1), 4-9.

Winfree, R., Bartomeus, I., & Cariveau, D. P. (2011). Native pollinators in anthropogenic habitats. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 42, 1-22.

Zapparoli, M. (1997). Urban development and insect biodiversity of the Rome area, Italy. *Landscape and Urban Planning*, 38(1-2), 77-86.

Zang, S., Wu, C., Liu, H., & Na, X. (2011). Impact of urbanization on natural ecosystem service values: a comparative study. *Environmental monitoring and assessment*, 179(1-4), 575-588.