

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS**

Instituto de Ciências Biológicas

Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre – PPG-  
ECMVS

Larissa Lorraine Soares Silva

**Diversidade de abelhas e suas interações com as plantas frente às mudanças de uso e  
cobertura do solo**

Belo Horizonte

2023

Larissa Lorraine Soares Silva

**Diversidade de abelhas e suas interações com as plantas frente às mudanças de uso e cobertura do solo**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, do Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito para obtenção do título de Mestre.

Orientador: Prof. Dr. Ricardo Ribeiro de Castro Solar

Coorientadores: Dra. Leticia Fernanda Ramos Leite e Prof. Dr. Pietro Kiyoshi Maruyama Mendonça.

Belo Horizonte

2023

043

Silva, Larissa Lorraine Soares.

Diversidade de abelhas e suas interações com as plantas frente às mudanças de uso e cobertura do solo [manuscrito] / Larissa Lorraine Soares Silva. – 2023.

77 f. : il. ; 29,5 cm.

Orientador: Prof. Dr. Ricardo Ribeiro de Castro Solar. Coorientadora: Dra. Letícia Fernanda Ramos Leite. Coorientador: Prof. Dr. Pietro Kiyoshi Maruyama Mendonça.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ecologia Conservação e Manejo da Vida Silvestre.

1. Ecologia. 2. Abelhas. 3. Polinização. 4. Usos do Solo. I. Solar, Ricardo Ribeiro de Castro. II. Leite, Letícia Fernanda Ramos. III. Mendonça, Pietro Kiyoshi Maruyama. IV. Universidade Federal de Minas Gerais. Instituto de Ciências Biológicas. V. Título.

CDU: 502.7



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS  
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA, CONSERVAÇÃO E MANEJO DA VIDA SILVESTRE



### Ata da Defesa de Dissertação

Nº 448

Entrada: 2021/2

### Larissa Lorraine Soares Silva

No dia 22 de setembro de 2023, às 14:00 horas, Sala de Reuniões e Vídeo Conferência G493 - ICB/UFMG, teve lugar a defesa de dissertação de mestrado no Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, de autoria do(a) mestrando(a) Larissa Lorraine Soares Silva, orientando(a) do Professor Ricardo Ribeiro de Castro Solar, intitulada: "Diversidade de abelhas e suas interações com as plantas frente às mudanças de uso ecobertura do solo". Abrindo a sessão, o(a) Presidente da Comissão, Doutor(a) Ricardo Ribeiro de Castro Solar, após dar a conhecer aos presentes o teor das normas regulamentares do trabalho final, passou a palavra para o(a) candidato(a) para apresentação de seu trabalho. Estiveram presentes a Banca Examinadora composta pelos Doutores: Camila Silveira de Souza (UNIMONTES), Lucas Neves Perillo (UFMG) e demais convidados. Seguiu-se a arguição pelos examinadores, com a respectiva defesa do(a) candidato(a). Após a arguição, apenas os senhores examinadores permaneceram no recinto para avaliação e deliberação acerca do resultado final, sendo a decisão da banca pela:

Aprovação da dissertação, com eventuais correções mínimas e entrega de versão final pelo orientador diretamente à Secretaria do Programa, no prazo máximo de 30 dias;

Reprovação da dissertação (marcar se é a primeira ou segunda reprovação):  \*primeira reprovação  segunda reprovação

\*Conforme o disposto no Artigo 80 da Resolução Complementar do CEPE/UFMG Nº 02/2017, de 04 de julho de 2017, caso seja a primeira reprovação, poderá ser concedido, a critério do Colegiado de Curso, um prazo para a realização de nova defesa de tese.

Nada mais havendo a tratar, o Presidente da Comissão encerrou a reunião e lavrou a presente ata, que será assinada por todos os membros participantes da Comissão Examinadora.

Belo Horizonte, 22 de setembro de 2023.

Assinaturas dos Membros da Banca Examinadora



Documento assinado eletronicamente por **Lucas Neves Perillo, Usuário Externo**, em 06/11/2023, às 17:04, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Ricardo Ribeiro de Castro Solar, Professor do Magistério Superior**, em 24/11/2023, às 15:04, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Camila Silveira de Souza, Usuária Externa**, em 24/11/2023, às 20:24, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site [https://sei.ufmg.br/sei/controlador\\_externo.php?acao=documento\\_conferir&id\\_orgao\\_acesso\\_externo=0](https://sei.ufmg.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0), informando o código verificador **2774366** e o código CRC **2B05D634**.



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS  
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA, CONSERVAÇÃO E MANEJO DA VIDA SILVESTRE

## FOLHA DE APROVAÇÃO

"Diversidade de abelhas e suas interações com as plantas frente às mudanças de uso e cobertura do solo."

**LARISSA LORRAINE SOARES SILVA**

Dissertação de Mestrado defendida e aprovada, no dia **22 de setembro de 2023**, pela Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre da Universidade Federal de Minas Gerais constituída pelos seguintes professores:

**Doutor(a) Camila Silveira de Souza**

(UNIMONTES)

**Doutor(a) Lucas Neves Perillo**

(UFMG)

**Doutor(a) Ricardo Ribeiro de Castro Solar**

(Presidente da Banca)

Belo Horizonte, 22 de setembro de 2023.

Assinaturas dos Membros da Banca



Documento assinado eletronicamente por **Lucas Neves Perillo, Usuário Externo**, em 06/11/2023, às 17:06, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Ricardo Ribeiro de Castro Solar, Professor do Magistério Superior**, em 24/11/2023, às 15:04, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Camila Silveira de Souza, Usuária Externa**, em 24/11/2023, às 20:24, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site [https://sei.ufmg.br/sei/controlador\\_externo.php?acao=documento\\_conferir&id\\_orgao\\_acesso\\_externo=0](https://sei.ufmg.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0), informando o código verificador **2774368** e o código CRC **E76C7D4E**.



## RESUMO

As abelhas são importantes polinizadores na natureza e desempenham papel crucial na manutenção da diversidade de plantas e na produção de cultivos alimentares. Entretanto, as crescentes mudanças de uso e cobertura do solo geradas pelo extrativismo ambiental e crescimento urbano representam uma constante ameaça ao grupo. Essas ações antrópicas geram fragmentação e perda de habitats, tornando-se um dos principais impulsionadores do declínio global dos polinizadores. Por meio de observações focais em flores e de coleta ativa de abelhas este trabalho, realizado em uma área urbana inserida em uma região altamente biodiversa, teve como objetivos: i) apresentar uma lista de espécies que ocorrem na região e ii) investigar a resposta das abelhas frente às mudanças antrópicas da paisagem quanto aos efeitos na riqueza, abundância e composição de espécies assim como as redes de interações entre esses organismos e as plantas que visitam. Para atingir esses objetivos, coletamos abelhas em cinco áreas verdes entre novembro de 2022 e abril de 2023 e registramos suas interações com plantas em cada local de coleta. As espécies de abelhas mais abundantes em todos os pontos de coleta incluíram abelhas generalistas e eussociais, como *Paratrigona lineata*, *Trigona spinipes* e a espécie introduzida *Apis mellifera*, bem como a espécie solitária e generalista, *Eulaema nigrita*. Embora a riqueza de espécies de abelhas não tenha variado significativamente entre os locais estudados, a composição das espécies apresentou diferenças significativas. A análise de redes revelou que as interações abelha-planta são especializadas e modulares em todos os locais, indicando que as interações entre as abelhas e as plantas refletem uma preferência das espécies em relação a um determinado grupo ou organismo. Embora as mudanças nos usos do solo não tenham afetado significativamente as métricas de especialização e modularidade das redes, a compreensão desses padrões é crucial para orientar esforços de conservação e manejo da biodiversidade em cada local do estudo. Além disso, foram identificadas espécies-chave de abelhas e plantas com base em métricas de centralidade e força das espécies, destacando seus papéis nas comunidades ecológicas. Este estudo contribui para o conhecimento da ecologia das abelhas e das interações abelha-planta nos ambientes estudados, fornecendo informações que podem ser aplicadas na conservação da biodiversidade e na promoção de práticas do planejamento urbano sustentável.

**Palavras-chave:** Abelhas; Polinização; Diversidade; Mudanças do Uso e Cobertura do Solo; Redes de Interações; Hymenoptera; Anthophila

## ABSTRACT

Bees are important pollinators in nature and play a crucial role in maintaining plant diversity and food crop production. However, the increasing changes in land use and cover generated by environmental extractivism and urban growth represent a constant threat to the group. These anthropogenic actions generate habitat fragmentation and loss, becoming one of the main drivers of the global decline of pollinators. Through focal observations of flowers and active bee collection, this study, carried out in an urban area in a highly biodiverse region, aimed to: i) present a list of species that occur in the region and ii) investigate the response of bees to anthropogenic changes in the landscape in terms of the effects on species richness, abundance and composition, as well as the networks of interactions between these organisms and the plants they visit. To achieve these aims, we collected bees at five green areas between November 2022 and April 2023 and recorded their interactions with plants at each collection site. The most abundant bee species at all collection points included generalist and eusocial bees, such as *Paratrigona lineata*, *Trigona spinipes* and the introduced species *Apis mellifera*, as well as the solitary and generalist species, *Eulaema nigrita*. Although the richness of bee species did not vary significantly between the sites studied, the species composition showed significant differences. Network analysis revealed that bee-plant interactions are specialized and modular at all sites, indicating that interactions between bees and plants reflect a species preference for a particular group or organism. Although changes in land use did not significantly affect the metrics of network specialization and modularity, understanding these patterns is crucial for guiding biodiversity conservation and management efforts at each study site. In addition, keystone bee and plant species were identified based on species centrality and strength metrics, highlighting their roles in ecological communities. This study contributes to the knowledge of bee ecology and bee-plant interactions in the environments studied, providing information that can be applied to biodiversity conservation and the promotion of sustainable urban planning practices.

**Key words:** Bees; Pollination; Diversity; Land Use and Land Cover Changes; Interaction Networks; Hymenoptera; Anthophila

## SUMÁRIO

<b>INTRODUÇÃO GERAL .....</b>	<b>11</b>
<b>CAPÍTULO I .....</b>	<b>13</b>
<b>Inventário das abelhas em áreas verdes impactadas pelas atividades humanas na região metropolitana de Belo Horizonte .....</b>	<b>13</b>
RESUMO .....	13
1. INTRODUÇÃO.....	14
2. MÉTODOS.....	16
2.1. Áreas de estudo .....	16
2.2. Coleta de abelhas.....	20
2.3. Análises estatísticas.....	21
3. RESULTADOS .....	21
4. DISCUSSÃO .....	27
5. CONCLUSÃO.....	28
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	29
<b>CAPÍTULO II.....</b>	<b>36</b>
<b>Efeitos das mudanças nos usos e coberturas do solo na comunidade de abelhas e em suas interações com as plantas.....</b>	<b>36</b>
RESUMO .....	36
1. INTRODUÇÃO.....	37
2. MÉTODOS.....	39
2.1. Área de estudo.....	39
2.2. Observações florais .....	40
2.3. Coleta por armadilhas .....	41
2.4. Análises estatísticas.....	42

3. RESULTADOS .....	44
3.1. Riqueza e composição de espécies de abelhas e a cobertura vegetal.....	44
3.2. Redes de interação abelha-planta e a cobertura vegetal.....	47
3.3. Espécies-chave e o papel das espécies .....	48
4. DISCUSSÃO .....	50
4.1. Riqueza e composição de espécies de abelhas e a cobertura vegetal.....	50
4.2. Redes de interação abelha-planta e a cobertura vegetal.....	52
4.3. Espécies-chave e o papel das espécies .....	53
5. CONCLUSÃO.....	54
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	55
<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>62</b>
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>64</b>
<b>MATERIAL SUPLEMENTAR .....</b>	<b>66</b>

## INTRODUÇÃO GERAL

A biodiversidade é um componente fundamental dos ecossistemas, desempenhando papéis vitais na manutenção do equilíbrio ambiental e na prestação de funções e serviços ecossistêmicos essenciais para a sobrevivência humana (Isbell *et al.*, 2015). Dentre os diversos grupos de organismos que contribuem para a manutenção da biodiversidade, as abelhas desempenham um papel especialmente significativo como polinizadoras de uma enorme diversidade de plantas, garantindo a reprodução de inúmeras espécies vegetais naturais e a produção de alimentos (Garibaldi *et al.*, 2011; Ollerton, Winfree e Tarrant, 2011; Potts *et al.*, 2010). No entanto, a biodiversidade de abelhas tem sido afetada por uma série de fatores, incluindo mudanças dos usos do solo e das condições climáticas (Outhwaite, McCann e Newbold, 2022; Potts *et al.*, 2010; Soroye, Newbold e Kerr, 2020).

As transformações na paisagem que são causadas pelas ações antrópicas podem impactar diretamente a biodiversidade de abelhas e suas interações com as plantas (Ferreira *et al.*, 2015; Papanikolaou *et al.*, 2017; Rader *et al.*, 2014). A região metropolitana de Belo Horizonte, situada no estado de Minas Gerais, Brasil, tem passado por um histórico processo de transformação da paisagem marcado por atividades de mineração e crescimento urbano (Garcia, Barros e Lemos-Filho, 2009; Versieux e Wendt, 2007). Essa região abriga quase 5 milhões de habitantes (IBGE, 2022) e uma diversidade única de ambientes. A região abriga o Quadrilátero Ferrífero, que se destaca por sua singularidade (Dorr, 1969), e é localizada entre dois *hotspots* de biodiversidade: a Mata Atlântica e o Cerrado (Carmo e Jacobi, 2012).

Conhecer a diversidade local de abelhas e compreender como elas ocupam esses diferentes ambientes, como respondem às mudanças de uso e cobertura do solo e como as interações entre esses organismos e as plantas podem variar é crucial para orientar estratégias de conservação da biodiversidade e manutenção das funções ecossistêmicas impactadas pela atividade humana. Este estudo aborda a dinâmica das comunidades de abelhas e suas interações com plantas em diferentes locais da região metropolitana de Belo Horizonte. Por meio de coletas ativas de abelhas, observações florais e captura por armadilhas o presente trabalho buscou listar as espécies de abelhas que ocorrem na região e responder as seguintes questões: como as mudanças nos usos do solo afetam a diversidade de abelhas e as redes de interação abelha-planta em diferentes áreas da região metropolitana de Belo Horizonte? Quais são as espécies-chave envolvidas nessas interações e como elas desempenham papéis estruturais nas redes? As respostas a essas perguntas contribuirão para o entendimento das dinâmicas

ecológicas em paisagens urbanas e impactadas, direcionando esforços de conservação e manejo sustentável da biodiversidade.

## CAPÍTULO I

### **Inventário das abelhas em áreas verdes impactadas pelas atividades humanas na região metropolitana de Belo Horizonte**

#### **RESUMO**

As mudanças no uso e cobertura do solo são consequências do aumento da exploração humana de recursos naturais, ameaçando seriamente a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos. Entre esses serviços, a polinização é particularmente impactada devido ao declínio alarmante de animais polinizadores. As abelhas, sendo os principais insetos responsáveis pela polinização da maioria das angiospermas no mundo, enfrentam ameaças decorrentes das mudanças no uso da terra. Nesse contexto, os fragmentos remanescentes de vegetação natural desempenham um papel crucial como refúgios para esses animais. Portanto, é de extrema importância o conhecimento da diversidade de abelhas presentes em áreas verdes afetadas por modificações antrópicas no uso e cobertura do solo. Neste estudo, apresentamos um inventário das espécies de abelhas encontradas em áreas verdes de uma área urbana inserida em uma região altamente biodiversa. A coleta das abelhas foi realizada em cinco áreas da região, utilizando três diferentes métodos de coleta em cada um deles: coleta ativa, armadilhas de isca de cheiro e armadilhas do tipo *pan trap*. Nossas coletas resultaram na identificação de um total de 97 espécies pertencentes às cinco famílias de abelhas que ocorrem no Brasil. Observou-se que as espécies generalistas *Eulaema nigrita*, *Paratrigona lineata*, *Trigona spinipes*, e a espécie invasora *Apis mellifera* foram mais abundantes em todos os pontos de coleta. Este trabalho é o primeiro a utilizar métodos de coleta complementares para a amostragem de abelhas da região e, por esse motivo, apresenta a lista mais completa das espécies de abelhas que ali ocorrem. O conhecimento acerca das espécies locais torna possível o desenvolvimento de práticas de conservação das populações de cada espécie a partir da provisão de recursos necessários para a alimentação e nidificação das espécies. Portanto, espera-se que este trabalho contribua para o estabelecimento de planos de manejo e monitoramento adequados, visando a proteção das espécies de abelhas encontradas nessas áreas.

**Palavras-chave:** Abelhas; Região Metropolitana de BH; Mudanças dos Uso e Cobertura do Solo; Diversidade; Lista de Espécies.

## 1. INTRODUÇÃO

As coberturas vegetais primárias são essenciais para a conservação da biodiversidade (Solar *et al.*, 2016). Entretanto, o crescimento populacional e o consequente aumento no uso de recursos naturais têm transformado a superfície terrestre (Vitousek *et al.*, 1997). As mudanças no uso e cobertura do solo e as atividades de extrativismo excessivo têm causado destruição de habitat e introdução de espécies exóticas (Bartlett *et al.*, 2016; Meyer e Turner, 1996), ameaçando a biodiversidade terrestre e os serviços ecossistêmicos (Newbold *et al.*, 2015; Pereira *et al.*, 2010; Shah *et al.*, 2023; Tittensor *et al.*, 2014) e são o principal gerador de perda de diversidade biológica no mundo (Vitousek *et al.*, 1997). Além disso, essas mudanças decorrentes das ações humanas geram entradas de material e energia, como nitrogênio a partir da aplicação de fertilizantes em culturas, que afetam diretamente a cobertura do solo (Meyer e Turner, 1996). Dependendo da intensidade, as mudanças antrópicas na cobertura do solo podem, ainda, levar à homogeneização biótica (Solar *et al.*, 2015). Estima-se que até 2100 a perda de habitats pela transformação no uso e ocupação do solo será o maior impulsionador da perda de biodiversidade e somado a outros fatores, como as mudanças climáticas, poderá ter efeitos catastróficos (Sala *et al.*, 2000).

Um estudo recente analisou as tendências da perda de diversidade de insetos e mostraram que a riqueza e abundância desses animais apresentam maior redução quando combinados os efeitos das mudanças no uso do solo e no clima (Outhwaite, McCann e Newbold, 2022). A combinação de distúrbios antrópicos e estressores associados ao clima pode afetar de diferentes formas a diversidade de insetos em florestas tropicais (França *et al.*, 2020; Millard *et al.*, 2021). A mudança no uso da terra é um dos principais impulsionadores do declínio da diversidade e abundância de polinizadores em todo o mundo (Potts *et al.*, 2010), como, por exemplo, das abelhas (Outhwaite, McCann e Newbold, 2022; Potts *et al.*, 2010; Soroye, Newbold e Kerr, 2020). As abelhas desempenham um papel crucial como polinizadoras de espécies vegetais naturais e cultivadas (Garibaldi *et al.*, 2011; Potts *et al.*, 2010). A maior parte das angiospermas depende principalmente ou exclusivamente das abelhas para a polinização e a grande maioria das abelhas se alimentam exclusivamente de recursos florais (Ollerton, 2017; Ollerton, Winfree e Tarrant, 2011; Pinheiro *et al.*, 2014), estabelecendo uma relação mutualística importante entre as espécies de plantas e abelhas. Certas famílias de plantas, como as que possuem flores produtoras de óleo e as que possuem flores com anteras poricidas, estão intimamente ligadas a grupos funcionais específicos de abelhas, como as coletoras de óleo ou as abelhas que vibram, o que implica que a diversidade de algumas plantas

esteja diretamente relacionada à diversidade dessas abelhas (Pacheco Filho *et al.*, 2015; Portman *et al.*, 2019; Steiner & Whitehead, 1996). Além disso, as abelhas selvagens são importantes para garantir o sucesso reprodutivo de árvores urbanas e de espécies vegetais presentes em áreas verdes (Hausmann, Petermann e Rolff, 2016) e, desse modo, a presença desses insetos nas cidades pode conectar as áreas verdes inseridas nessa paisagem.

A composição da paisagem e a riqueza de habitat afetam a comunidade de abelhas de formas diretas e indiretas (Papanikolaou *et al.*, 2017). Espécies com atributos funcionais específicos, como maior tamanho corporal e comportamento solitário, são mais susceptíveis às mudanças do uso da terra (Rader *et al.*, 2014). Além disso, um estudo recente demonstrou que as áreas urbanas induzem uma perda de espécies que nidificam no solo (Pereira *et al.*, 2021). Em escala regional, a perda de floresta representa um efeito negativo na abundância de abelhas que nidificam acima do solo em árvores vivas ou mortas (Ferreira *et al.*, 2015). Além disso, alguns estudos têm mostrado a substituição de espécies nativas pela espécie exótica *Apis mellifera* em áreas de pastagem (Aizen & Feinsinger, 1994; Brosi *et al.*, 2008).

A redução da cobertura florestal em escala regional regula as respostas das abelhas em escala local, afetando negativamente a abundância desses organismos (Ferreira *et al.*, 2015). Os espaços verdes urbanos desempenham um papel importante como refúgios para uma ampla diversidade de polinizadores, especialmente abelhas generalistas e sociais (Silva *et al.*, 2023). Em áreas urbanas, os habitats com vegetação natural podem abrigar comunidades ricas em abelhas que nidificam em cavidades, ressaltando a importância da conservação de remanescentes de habitats naturais para a manutenção das populações desses insetos (Rocha-Filho, da *et al.*, 2020). Além disso, os componentes essenciais para conservação das abelhas em áreas urbanas são o desenvolvimento e a manutenção de locais que ofertem recursos florais abundantes e diversos, além de substratos de nidificação (Wilson e Jamieson, 2019). Desse modo, a criação e manutenção de grandes áreas verdes em áreas densamente povoadas favorece a manutenção e proteção das comunidades de abelhas, além de melhorar a qualidade de vida dos cidadãos locais ao desempenhar serviços ecossistêmicos essenciais, como sequestro de carbono (serviço de regulação) ou até mesmo valor estético (serviço cultural) (Banaszak-Cibicka *et al.*, 2018; Guimarães Alves e Gaglianone, 2021; Kolimenakis *et al.*, 2021).

Conhecer a diversidade de abelhas presentes em áreas verdes influenciadas pelas mudanças no uso e cobertura do solo é fundamental para orientar o manejo dessas áreas e proteger as espécies locais. Embora outros estudos tenham se dedicado a realizar um levantamento de espécies de abelha na região, a maior parte esteve focada em assembleias

específicas, como as da tribo Euglossini (Nemésio e Silveira, 2007, 2010) e as que nidificam em cavidades (Loyola e Martins, 2006). Portanto, há uma necessidade de realizar um levantamento geral da comunidade local de abelhas. Nesse contexto, este é o primeiro trabalho a utilizar mais de um método de coleta de abelhas com o objetivo de fornecer uma lista de base das espécies de abelhas coletadas em cinco áreas verdes de uma região que possui altas taxas de endemismo e é marcada pela urbanização e por atividades minerárias. Foram utilizados três métodos de coleta complementares neste trabalho a fim de realizar uma amostragem robusta e mais completa da diversidade de abelhas uma vez que, quanto maior a diversidade de métodos de coleta empregados no estudo, maior o número de espécies de abelhas encontradas (Silveira, Melo e Almeida, 2002).

## **2. MÉTODOS**

### **2.1. Áreas de estudo**

A amostragem foi realizada em cinco pontos da região metropolitana de Belo Horizonte, no estado de Minas Gerais, Brasil, que está situada em uma região conhecida como Quadrilátero Ferrífero. Essa região é conhecida por ser formada por estrutura geológica que possui forma semelhante a um quadrado (Roeser e Roeser, 2010) e possuir altitudes que variam entre 700 e 2000 m acima do nível do mar (Viana e Lombardi, 2007).

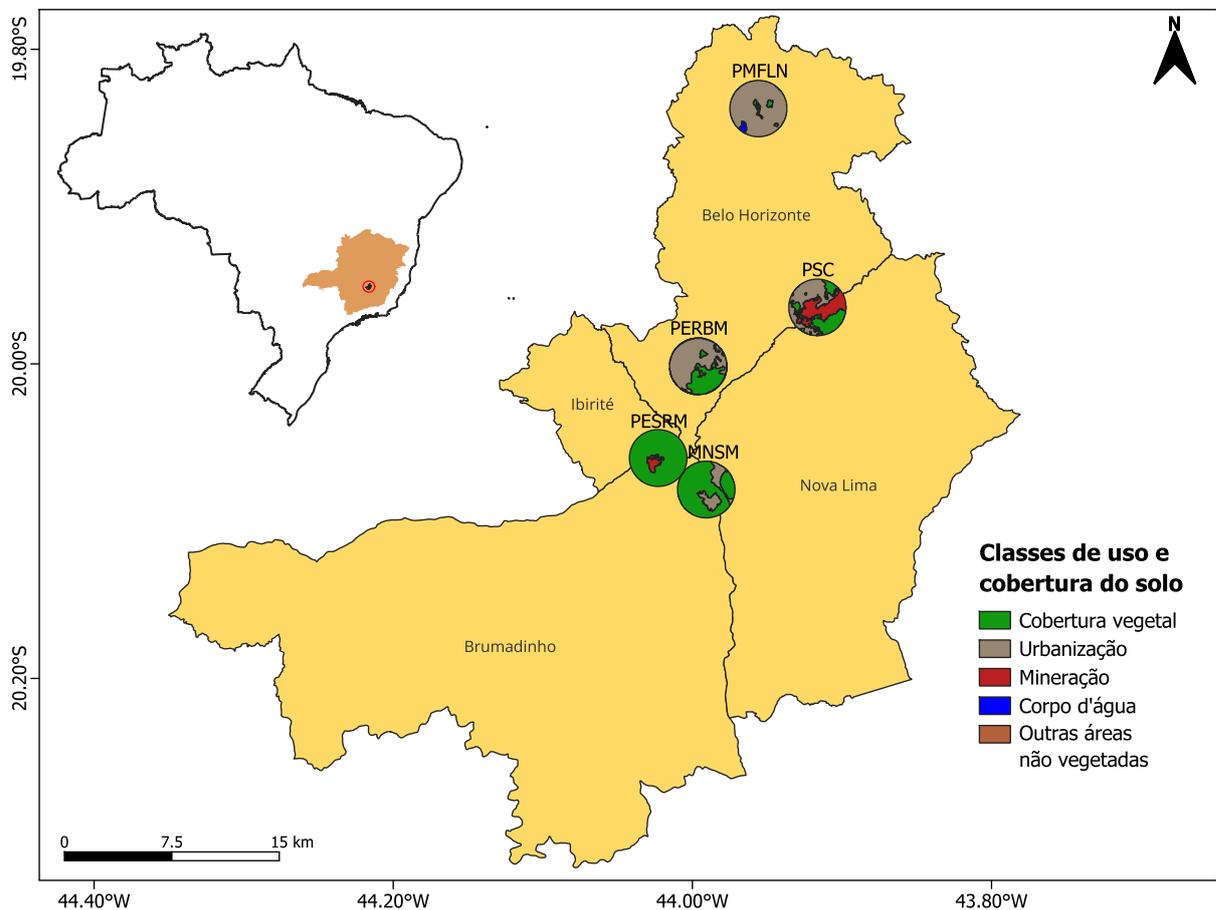
O Quadrilátero Ferrífero integra o setor sul da Cadeia do Espinhaço (Carmo e Jacobi, 2012), estendendo-se entre as cidades de Ouro Preto e Belo Horizonte (Roeser e Roeser, 2010). A região possui cerca de 7200 km<sup>2</sup> e representa uma das paisagens mais singulares do Brasil (Dorr, 1969), inserida na zona de transição entre a Mata Atlântica e o Cerrado (Carmo e Jacobi, 2012). O Quadrilátero Ferrífero possui clima classificado por Köppen como subtropical de altitude, com inverno seco e verão chuvoso (Carmo e Jacobi, 2012). A região raramente apresenta temperatura máxima superior à 30°C e temperatura média anual é pouco menor que 20°C, em sua maior parte, e a precipitação pode variar entre pouco menos de 1500 mm a pouco mais de 2000 mm (Dorr, 1969). O Quadrilátero Ferrífero é caracterizado por diversos tipos de solo, com três sistemas rochosos: granito-gnáissico, quartzítico e ferruginoso (Carmo e Jacobi, 2012). A vegetação da região é composta por mata de galeria, capões de mata, Campos Rupestres sobre quartzito e Campos Rupestres sobre canga (Viana e Lombardi, 2007).

A região é marcada por, principalmente, dois usos antrópicos do solo: a urbanização e a mineração. As amostragens foram realizadas em cinco pontos correspondentes à algumas das

áreas verdes da grande Belo Horizonte (Tabela 1). Em função do raio de distância de voo e forrageamento das abelhas (Araújo et al., 2004; Darvill & Goulson, 2004; Gathmann & Tscharrntke, 2002; López-Uribe et al., 2008; Zurbuchen et al., 2010a; Zurbuchen et al., 2010b) os pontos de coleta estão distantes entre si por um buffer de pelo menos 2 km de raio a fim de garantir a independência das coletas (Figuras 1 e 2). Esses pontos correspondem a três parques municipais (Parque Ecológico Roberto Burle Marx - PERBM, Parque da Serra do Curral - PSC e Parque Municipal Fazenda Lagoa do Nado - PMFLN), um parque estadual (Parque Estadual da Serra do Rola Moça - PESRM) e à um ponto no Monumento Natural da Serra da Moeda (MNSM). A área verde dentro de cada um dos cinco buffers é influenciada, em graus variáveis, por algum tipo de perturbação: urbanização e/ou empreendimentos minerários. A Tabela 2 foi construída a partir da utilização do mapa de classificação de uso e cobertura do solo realizado pelo MapBiomas (MapBiomas, 2021) como base para o cálculo da porcentagem de cada tipo de cobertura do solo. Além disso, devido possibilidade de erros de resolução do mapa em função da escala espacial de cada ponto ser local e pequena, foi utilizada a imagem satélite da extensão *ESRI imagery* (ESRI) no software Qgis (QGIS Development Team, 2021) para comparação com a classificação do MapBiomas. Quando foram encontradas classificações erradas para o tipo de cobertura da área, o polígono foi alterado para a classificação correta e, posteriormente, foram utilizados os dados de área dos polígonos de cada classe para o cálculo da porcentagem daquela cobertura do solo em relação ao total da área do buffer correspondente. Para o cálculo das porcentagens do tipo de cobertura do solo foi considerada como cobertura vegetal áreas verdes, como parques e serras, independentemente do tipo de formação vegetal e se a vegetação é nativa ou não. Sendo assim, quando foram encontradas classes distintas, como “Formação Campestre” e “Formação Florestal”, de acordo com a classificação do MapBiomas, essas classes foram unificadas em “Cobertura Vegetal”.

**Tabela 1.** Informações acerca das cinco áreas verdes da Região Metropolitana de Belo Horizonte incluídas no estudo. MNSM – Monumento Natural da Serra da Moeda, PERBM – Parque Ecológico Roberto Burle Marx, PESRM – Parque Estadual da Serra do Rola Moça, PMFLN – Parque Municipal Fazenda Lagoa do Nado e PSC – Parque da Serra do Curral. (Fonte: Prefeitura de Belo Horizonte e Unidades de Conservação no Brasil)

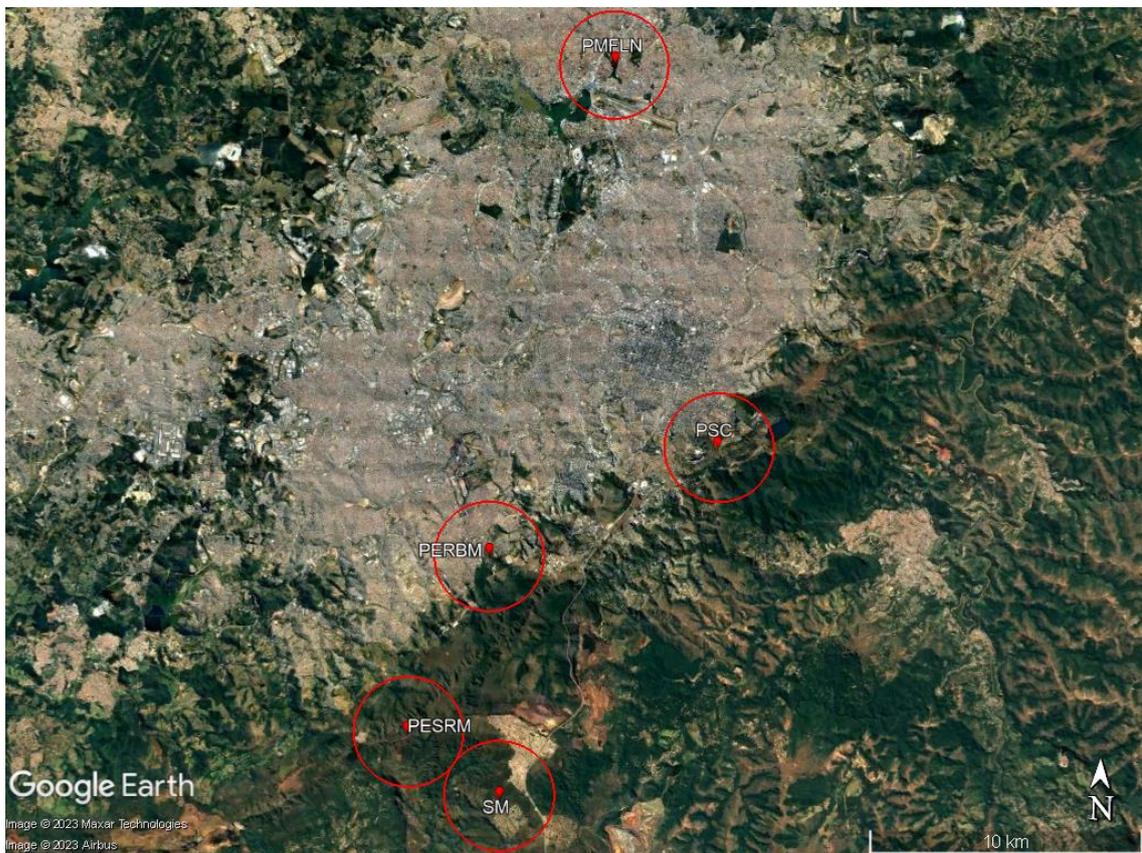
Informações sobre a área				
Área Verde	Coordenadas	Tipo de vegetação	Tamanho	Criação
MNSM	20°04'46.8"S 43°59'32.1"O	Floresta Estacional Semidecidual com formações de Campo Rupestre	2.372 ha	2010
PERBM	19°59'50.1"S 43°59'54.7"O	Cerrado, com formações de Campo Cerrado e Mata Ciliar	17,6 ha	1994
PESRM	20°03'32.6"S 44°01'33.0"O	Floresta Estacional Semidecidual e Cerrado com formações de Campo Rupestre	3.941 ha	1994
PMFLN	19°49'54.6"S 43°57'39.5"O	Cerrado, com presença majoritária de Mata Ciliar	31,1 ha	1994
PSC	19°57'41.7"S 43°55'05.9"O	Transição entre Mata Atlântica e Cerrado, com formações típicas do Cerrado e presença de Campos Rupestres	40 ha	2012



**Figura 1.** Mapa dos buffers dos cinco pontos de coleta e das classes de uso e cobertura do solo presentes em cada um: MNSM – Monumento Natural da Serra da Moeda, PERBM – Parque Ecológico Roberto Burle Marx, PESRM – Parque Estadual da Serra do Rola Moça, PMFLN – Parque Municipal Fazenda Lagoa do Nado e PSC – Parque da Serra do Curral.

**Tabela 2.** Porcentagem de cada classe de uso e cobertura do solo presente em cada buffer de 2 km onde foram realizadas as coletas das abelhas. Os valores de porcentagem de cada uso e cobertura do solo foram calculados por meio de imagens de satélite usando o Software QGIS.

Área Verde	Porcentagem de uso e cobertura do solo				
	Cobertura Vegetal	Corpo d'água	Mineração	Urbanização	Outra área não vegetada
Parque Estadual da Serra do Rola Moça (PESRM)	94.48%	0.00%	5.52%	0.00%	0.00%
Monumento Natural da Serra da Moeda (MNSM)	81.02%	0.00%	0.00%	18.98%	0.00%
Parque Ecológico Roberto Burle Marx (PERBM)	33.42%	0.00%	0.00%	65.63%	0.95%
Parque da Serra do Curral (PSC)	30.72%	0.00%	30.81%	38.47%	0.00%
Parque Municipal Fazenda Lagoa do Nado (PMFLN)	3.85%	2.35%	0.00%	93.80%	0.00%



**Figura 2.** Imagem satélite dos cinco pontos de coleta: MNSM – Monumento Natural da Serra da Moeda, PERBM – Parque Ecológico Roberto Burle Marx, PESRM – Parque Estadual da Serra do Rola Moça, PMFLN – Parque Municipal Fazenda Lagoa do Nado e PSC – Parque da Serra do Curral. (Fonte: Google Earth)

Foram realizadas 5 coletas no Monumento Natural da Serra da Moeda e 4 coletas em cada uma das outras áreas verdes, exclusivamente em dias que apresentaram condições meteorológicas propícias para a atividade das abelhas. O período de coleta abrangeu de novembro de 2022 a abril de 2023, durante o qual ocorreram chuvas abundantes. Em virtude dessa precipitação intensa, as coletas foram espaçadas em intervalos entre 5 a 74 dias, totalizando um conjunto de 21 coletas ao longo desse período.

## 2.2. Coleta de abelhas

Em cada coleta, a fim de caracterizar a diversidade de abelhas foram utilizados três métodos complementares de coleta: i) coletas ativas a partir de observações florais, ii) armadilhas do tipo *pan trap* e iii) armadilhas de cheiro para atração desses insetos. Em cada ponto, para cada coleta foram instalados três conjuntos de *pan traps* distantes entre si por pelo menos 10 m. As armadilhas do tipo *pan trap* são armadilhas atrativas, que coletam as abelhas atraídas pela cor e que pousam no meio líquido composto por água e sabão (Vrdoljak e Samways, 2012). O sabão é utilizado para quebrar a tensão superficial da água fazendo com que o inseto que pousa no meio líquido se afogue. Cada conjunto de *pan traps* era constituído de um pote plástico de 1.000 ml em cada cor: um branco, um azul e um amarelo (Figura 3a). Os potes eram cheios até a metade com uma solução de água, sal (5%) e sabão (5%) na qual as abelhas ficaram temporariamente armazenadas. Os conjuntos de *pan traps* foram instalados no chão, quando em áreas de campo aberto e 1 m acima do solo, presos a uma estaca, quando em áreas de mata adensada. Além disso, em cada ponto foram instaladas seis armadilhas de iscas de cheiro em cada coleta a fim de amostrar abelhas Euglossini (Figura 3b). Essas armadilhas foram utilizadas para coletar os machos dessas abelhas a partir do uso de compostos sintéticos que atraem esses animais simulando os recursos que coletam de flores (Coswosk, Soares e Faria, 2019). Cada armadilha possuía uma essência: Eugenol, Eucaliptol, Cinamato de Metila, Vanilina, Salicilato de Metila, ou Acetato de Benzila. As armadilhas de cheiro foram colocadas distantes entre si e entre as *pan traps* por pelo menos 10 m e eram instaladas a cerca de 1,5 m do chão, presas aos galhos das árvores nas bordas de capões ou trilhas. Essas armadilhas foram confeccionadas com garrafas PET, contendo quatro aberturas na parte superior com diâmetro de 2,5 cm, onde foram inseridos funis de plástico. O interior desses funis foi lixado a fim de formar um plano de pouso artificial, com uma superfície mais áspera. No interior do PET, foi colocado um algodão com uma das essências preso a um palito, mantendo o mesmo um pouco abaixo da linha das aberturas. O interior das armadilhas estava cheio até a metade por uma solução de água, sal (5%) e sabão (5%) onde esses organismos ficaram temporariamente armazenados.

A coleta ativa das abelhas foi realizada por meio de observação floral conduzida, em cada amostragem, durante o intervalo de 8:00 às 13:00, período que engloba o pico de atividade de grande parte das espécies de abelhas (Polatto, Chaud-Netto e Alves-Junior, 2014). Nesse intervalo de tempo, foram realizadas observações de 10 minutos em cada planta florida ao longo do caminho percorrido e as abelhas visitantes florais foram coletadas para posterior

identificação. No total, foram feitas 115 horas de observações realizadas por grupos variáveis de 2 a 4 observadores. Em áreas com vegetação densa, as observações foram limitadas às bordas de fragmentos e trilhas. Todas as abelhas coletadas foram identificadas ao nível taxonômico mais preciso pela taxonomista Dra. Favízia Freitas de Oliveira, utilizando as chaves de identificação (Engel *et al.*, 2023; Nemésio, 2009; Silveira *et al.*, 2002).



**Figura 3.** Armadilhas instaladas para a coleta de abelhas: A) conjunto de *pan traps* instalado no chão em área de campo aberto, B) armadilha de isca de cheiro instalada em borda de capão.

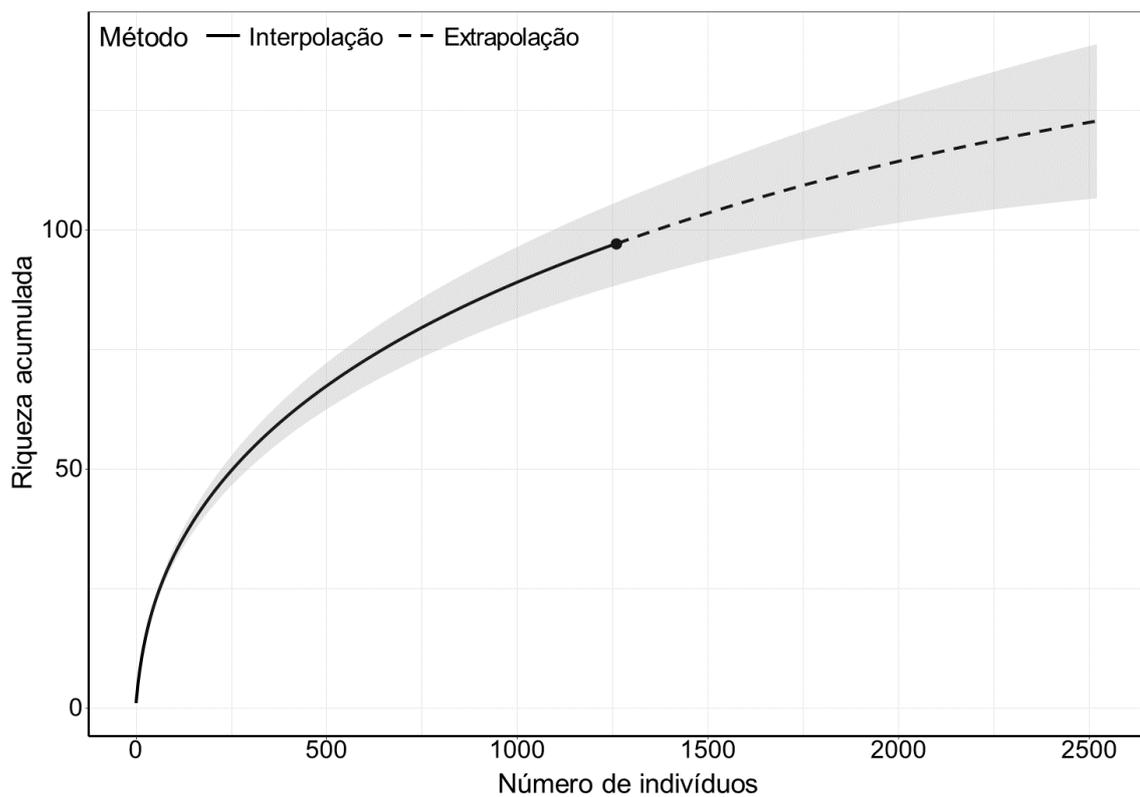
### 2.3. Análises estatísticas

Com o objetivo de calcular a suficiência amostral foi construída uma curva de extrapolação de espécies em função do número de indivíduos coletados e realizada uma estimativa do número total de espécies usando o estimador de riqueza Chao (Chao *et al.*, 2014). Essas análises foram realizadas usando o pacote *iNEXT* (Hsieh, Ma e Chao, 2020) no programa R v.4.2.0 (R Core Team, 2022).

## 3. RESULTADOS

Foram coletados um total de 1260 exemplares de abelhas durante o estudo, representando um conjunto diversificado de 97 espécies pertencentes às cinco famílias de abelhas encontradas no Brasil (Silveira *et al.*, 2002): Andrenidae (1 espécie), Apidae (57 espécies), Colletidae (3 espécies), Halictidae (33 espécies) e Megachilidae (2 espécies). Todos os exemplares foram identificados pelo menos a nível de gênero e, destes, 41 espécies foram determinadas, enquanto as 56 restantes foram classificadas como morfoespécies (Tabela 3).

Foram coletados exemplares de três espécies distintas que apresentavam algumas diferenças em relação às espécies conhecidas (*Centris trigonoides*, *Hypanthidium nigritulum* e *Plebeia droryana*), sendo tratadas como morfoespécies próximas a elas (*Centris* aff. *trigonoides*, *Hypanthidium* aff. *nigritulum* e *Plebeia* aff. *droryana*, respectivamente). No entanto, ainda é necessário investigar se essas morfoespécies são espécies ainda não descritas ou se representam uma variação intraespecífica na morfologia desses animais. A curva de acumulação de espécies não assumiu padrão assintótico (Figura 4) e o estimador de riqueza Chao sugere que foi amostrado cerca de 66% do total da riqueza regional de espécies.



**Figura 4.** Curva de extrapolação da riqueza acumulada de espécies em função do número de indivíduos coletados no estudo.

**Tabela 3.** Lista das espécies de abelhas coletadas na estação chuvosa entre 2022 e 2023. Os valores representam o número de espécimes de cada espécie coletados por meio de cada método de coleta (ativa, com Iscas de cheiro ou por *pan trap*) ou em cada local: MNSM – Monumento Natural da Serra da Moeda, PERBM – Parque Ecológico Roberto Burle Marx, PESRM – Parque Estadual da Serra do Rola Moça, PMFLN – Parque Municipal Fazenda Lagoa do Nado e PSC – Parque da Serra do Curral.

Espécies	Autor	Áreas Verdes					Tipo de Coleta		
		PERBM	PESRM	PMFLN	PSC	SM	Ativa	Isca de Cheiro	Pan Trap
ANDRENIDAE									
<i>Oxaea flavescens</i>	Klug, 1807	1	0	0	0	0	1	0	0
APIDAE									
<i>Apis mellifera</i>	Linnaeus, 1758	7	25	9	27	35	84	17	2
<i>Bombus brevivillus</i>	Franklin, 1913	1	5	0	6	8	15	1	4
<i>Bombus morio</i>	(Swederus, 1787)	1	1	0	0	0	1	1	0
<i>Centris aff. trigonoides</i>	Lepeletier, 1841	0	3	0	4	0	7	0	0
<i>Centris analis</i>	Lepeletier, 1841	3	0	0	0	0	3	0	0
<i>Cephalotrigona capitata</i>	(Smith, 1854)	2	0	0	0	0	2	0	0
<i>Ceratina (Ceratinula) fioreseana</i>	Oliveira, 2020	0	0	0	2	0	2	0	0
<i>Ceratina (Ceratinula) sp.1</i>		0	0	0	1	0	1	0	0
<i>Ceratina (Ceratinula) sp.2</i>		0	0	0	1	5	6	0	0
<i>Ceratina (Ceratinula) sp.3</i>		0	0	0	2	1	3	0	0
<i>Ceratina (Ceratinula) sp.4</i>		0	0	0	1	0	1	0	0
<i>Ceratina (Ceratinula) sp.5</i>		0	0	0	0	1	1	0	0
<i>Ceratina (Crewella) sp.1</i>		0	1	0	0	0	0	1	0
<i>Ceratina (Crewella) sp.2</i>		0	0	1	0	0	1	0	0
<i>Ceratina (Rhysoceratina) sp.1</i>		0	0	0	0	1	1	0	0
<i>Ceratina maculifrons</i>	Smith, 1854	0	1	0	0	1	1	0	1
<i>Epanthidium tigrinum</i>	(Schrottky, 1905)	1	0	1	0	0	2	0	0
<i>Epicharis flava</i>	Friese, 1900	6	0	0	0	0	6	0	0
<i>Eufriesea auriceps</i>	(Friese, 1899)	0	2	0	3	4	0	9	0
<i>Eufriesea nigrohirta</i>	(Friese, 1899)	0	1	0	1	0	0	2	0

<i>Eufriesea</i> sp.1		0	1	0	0	3	0	4	0
<i>Eufriesea</i> sp.2		0	1	0	0	0	1	0	0
<i>Euglossa annectans</i>	Dressler, 1982	3	0	0	0	2	0	5	0
<i>Euglossa cordata</i>	Cockerell, 1904	16	1	42	6	0	0	65	0
<i>Euglossa melanotricha</i>	Moure, 1967	4	24	1	22	29	1	79	0
<i>Euglossa modestior</i>	Dressler, 1982	0	9	0	11	6	0	26	0
<i>Euglossa</i> sp.		2	0	0	7	3	0	12	0
<i>Euglossa truncata</i>	Rebêlo & Moure, 1996	1	0	0	5	5	0	11	0
<i>Eulaema cingulata</i>	(Fabricius, 1804)	3	9	25	3	0	0	40	0
<i>Eulaema nigrita</i>	Lepeletier, 1841	18	116	28	65	70	2	295	0
<i>Exaerete smaragdina</i>	(Guérin, 1844)	2	0	0	1	0	0	3	0
<i>Exomalopsis analis</i>	Spinola, 1853	1	0	1	0	0	2	0	0
<i>Exomalopsis fulvipennis</i>	Schrottky, 1910	7	0	0	0	0	7	0	0
<i>Geotrigona subterranea</i>	(Friese, 1901)	11	5	0	11	1	28	0	0
<i>Hypanthidium</i> aff. <i>nigritulum</i>	Urban, 1998	1	0	0	0	0	1	0	0
<i>Lestrimelitta limao</i>	(Smith, 1863)	1	0	2	0	0	0	3	0
<i>Nannotrigona testaceicornis</i>	(Lepeletier, 1836)	4	0	6	14	0	24	0	0
<i>Paratetrapedia</i> sp.1		0	0	0	1	0	1	0	0
<i>Paratetrapedia</i> sp.2		1	0	0	0	0	1	0	0
<i>Paratetrapedia</i> sp.3		0	0	0	0	1	1	0	0
<i>Paratrigona lineata</i>	(Lepeletier, 1836)	7	8	8	15	7	43	0	2
<i>Paratrigona subnuda</i>	Moure, 1947	2	0	0	9	0	10	1	0
<i>Partamona helleri</i>	(Friese, 1900)	4	0	0	0	4	6	2	0
<i>Plebeia</i> aff. <i>droryana</i>	(Friese, 1900)	1	0	34	19	1	54	1	0
<i>Scaptotrigona bipunctata</i>	(Lepeletier, 1836)	0	0	0	0	3	2	1	0
<i>Tetragona clavipes</i>	(Fabricius, 1804)	7	0	1	0	0	8	0	0
<i>Tetragonisca angustula</i>	(Latreille, 1811)	14	0	24	9	1	48	0	0

<i>Tetrapedia</i> sp.		0	0	0	0	1	1	0	0
<i>Thygater anae</i>	Urban, 1999	4	0	0	0	0	4	0	0
<i>Thygater analis</i>	(Lepeletier, 1841)	1	0	0	0	2	1	0	2
<i>Trigona braueri</i>	Friese, 1900	40	0	0	3	0	43	0	0
<i>Trigona hyalinata</i>	(Lepeletier, 1836)	12	0	0	0	1	12	1	0
<i>Trigona spinipes</i>	(Fabricius, 1793)	18	13	35	3	23	59	28	5
<i>Trigonopedia</i> sp.1		0	1	0	0	4	3	1	1
<i>Trigonopedia</i> sp.2		0	0	0	0	1	1	0	0
<i>Xylocopa grisescens</i>	Lepeletier, 1841	0	0	2	0	0	2	0	0
<i>Xylocopa</i> sp.1		0	0	0	0	1	1	0	0
<i>Xylocopa</i> sp.2		1	0	0	0	0	1	0	0
COLLETIDAE									
<i>Hylaeus (Hylaeopsis)</i> sp.1		0	2	0	0	0	0	2	0
<i>Ptiloglossa</i> sp.1		4	0	0	1	0	0	5	0
<i>Ptiloglossa</i> sp.2		0	0	0	0	2	0	2	0
HALICTIDAE									
<i>Augochlora aurinasis</i>	(Vachal, 1911)	1	0	7	3	0	11	0	0
<i>Augochlora morrae</i>	Strand, 1910	3	1	16	0	2	21	1	0
<i>Augochlora</i> sp.1		0	0	1	0	0	1	0	0
<i>Augochlora</i> sp.2		0	0	0	1	0	1	0	0
<i>Augochlora</i> sp.3		1	0	0	0	0	1	0	0
<i>Augochlora</i> sp.4		0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Augochlora</i> sp.5		1	0	0	1	1	0	0	3
<i>Augochlora</i> sp.6		1	0	2	0	0	1	0	2
<i>Augochlora</i> sp.7		0	1	1	0	1	0	3	0
<i>Augochlora</i> sp.8		0	0	0	1	0	0	1	0
<i>Augochlorella</i> sp.1		0	2	0	0	0	2	0	0

<i>Augochloropsis</i> sp.1		0	3	0	0	0	3	0	0
<i>Augochloropsis</i> sp.2		0	3	0	0	1	1	3	0
<i>Augochloropsis</i> sp.3		0	0	0	0	1	1	0	0
<i>Augochloropsis</i> sp.4		0	0	0	2	0	2	0	0
<i>Augochloropsis</i> sp.5		1	0	0	0	0	1	0	0
<i>Augochloropsis</i> sp.6		0	1	0	0	0	1	0	0
<i>Augochloropsis</i> sp.7		0	1	0	0	0	0	1	0
<i>Caenohalictus</i> sp.		0	0	0	0	1	1	0	0
<i>Dialictus opacus</i>	(Moore, 1940)	0	1	0	0	0	0	1	0
<i>Dialictus</i> sp.1		3	0	7	3	0	13	0	0
<i>Dialictus</i> sp.2		1	2	5	6	1	12	1	2
<i>Dialictus</i> sp.3		0	0	0	1	0	1	0	0
<i>Dialictus</i> sp.4		0	1	0	0	0	0	0	1
<i>Dialictus</i> sp.5		0	0	0	1	0	1	0	0
<i>Dialictus</i> sp.6		0	0	0	1	0	1	0	0
<i>Dialictus</i> sp.7		0	0	1	0	0	1	0	0
<i>Dialictus</i> sp.8		0	0	1	1	0	1	1	0
<i>Dialictus</i> sp.9		0	0	1	0	0	1	0	0
<i>Neocorynura</i> sp.1		0	5	0	0	1	0	6	0
<i>Neocorynura</i> sp.2		1	0	0	0	0	1	0	0
<i>Neocorynura</i> sp.3		7	0	0	0	0	7	0	0
<i>Pseudaugochlora graminea</i>	(Fabricius, 1804)	0	0	3	0	0	3	0	0
MEGACHILIDAE									
<i>Megachile (Pseudocentron)</i> sp.		0	1	0	0	0	1	0	0
<i>Megachile</i> sp.		0	0	0	0	1	1	0	0
TOTAL		232	251	265	275	237	598	636	26

#### 4. DISCUSSÃO

Esse trabalho é o primeiro a utilizar diferentes métodos de coleta para amostrar as abelhas da região metropolitana de Belo Horizonte, inserida no QF, fornecendo uma lista sistematizada da assembleia de abelhas de áreas verdes da região. Neste trabalho foram utilizadas *pan traps* e armadilhas de cheiro, com seis diferentes iscas atrativas para coleta de abelhas Euglossini, e realizadas coletas manuais por meio de observação floral, o que resultou em coleta de 97 espécies de abelhas. Foram amostradas por esse trabalho 12 espécies de abelhas Euglossini. Nemésio & Silveira (2007) amostraram, entre abril de 1997 a março de 1998, 14 espécies de abelhas Euglossini em quatro áreas verdes da cidade de Belo Horizonte com o objetivo de avaliar os efeitos do tamanho do fragmento na diversidade de abelhas das orquídeas. Com a finalidade de compreender a influência do tamanho e da forma dos fragmentos florestais na diversidade de abelhas Euglossini, Nemésio & Silveira (2010) amostraram nove áreas verdes da região metropolitana de Belo Horizonte entre maio de 1999 a abril de 2000 e coletaram 14 espécies de Euglossini, sendo que apenas *Eufrisea violacea* foi inédita em relação ao trabalho anterior. Ambos os trabalhos utilizaram cinco dos seis compostos aromáticos que foram utilizados como iscas para as abelhas das orquídeas neste trabalho. Com o objetivo de entender o efeito da urbanização na diversidade de abelhas e vespas, Zanette et al. (2005) amostraram 69 espécies de abelhas por meio de coleta ativa em praças da cidade de Belo Horizonte. Loyola & Martins (2006) utilizaram um método diferente dos que utilizamos neste trabalho, os ninhos-armadilha, com o objetivo de avaliar a variação temporal de nidificação das abelhas e vespas solitárias em fragmentos de mata de Belo Horizonte e coletaram sete espécies de abelhas solitárias. O esforço amostral do presente trabalho foi considerado suficiente, uma vez que foram coletadas pelo menos 66% das espécies estimadas de abelhas e uma cobertura amostral estimada de 93.65% (Roswell, Dushoff e Winfree, 2021), sugerindo que a maioria das espécies locais foram representadas nas análises.

Espécies generalistas nativas; como *Eulaema nigrita*, *Paratrigona lineata* e *Trigona spinipes*; e a espécie invasora, também generalista, *Apis mellifera* foram as mais abundantes em todas as áreas verdes incluídas nesse estudo. Provavelmente isso ocorre porque as respostas de diferentes grupos de abelhas frente às mudanças no uso do solo se diferem em função da sua forma de forrageamento e nidificação (Brosi et al., 2008). Áreas com menor quantidade de habitat remanescente suportam principalmente estas abelhas generalistas, uma vez que elas se alimentam de uma variedade maior de flores presentes nesses locais (Ferreira et al., 2015). Por outro lado, as espécies mais especializadas são mais susceptíveis às modificações do habitat,

uma vez que elas possuem necessidades mais específicas de alimentação e nidificação e detém atributos mais particulares, como maior tamanho corporal e comportamento solitário (Ferreira *et al.*, 2015; Rader *et al.*, 2014). Além disso, o substrato onde as abelhas podem nidificar é extremamente importante para a manutenção da assembleia de abelhas que nidificam no solo (Pereira *et al.*, 2021). A perda florestal tem impacto negativo principalmente sob as abelhas que nidificam acima do solo em árvores vivas ou mortas (Ferreira *et al.*, 2015). Dessa forma, uma maior riqueza de espécies de plantas com flores e uma maior disponibilidade de habitats para nidificação apresentam um efeito positivo na diversidade das abelhas (Papanikolaou *et al.*, 2017) Sendo assim, a conservação da vegetação nativa local é essencial para preservar uma maior diversidade de abelhas nativas (Brosi *et al.*, 2008).

O Quadrilátero Ferrífero é uma região que apresenta alta diversidade e uma paisagem de grande riqueza ambiental (Jacobi *et al.*, 2007; Salgado e Fonseca do Carmo, 2015). Além disso, o QF apresenta alta taxa de endemismo e, por isso, representa uma área de extrema importância ecológica e prioritária para conservação (Drummond, 2005; Garcia, Barros e Lemos-Filho, 2009; Jacobi *et al.*, 2007). Os Campos Rupestres dessa região apresentam baixa similaridade e isso indica que há alta diversidade beta devido à heterogeneidade ambiental e às barreiras geográficas formada pelos diferentes tipos de solo e geomorfologia (Messias *et al.*, 2012). Entretanto, esse ambiente sofre os impactos da extensiva extração de minério e do crescimento urbano acelerado (Garcia, Barros e Lemos-Filho, 2009; Versieux e Wendt, 2007). A mineração tem sido responsável pela destruição do ápice das serras da região e existem apenas poucas áreas de minério de ferro protegidas nesses ambientes (Salgado e Fonseca do Carmo, 2015).

## 5. CONCLUSÃO

Conhecer as espécies de abelhas presentes nos fragmentos de vegetação natural em áreas modificadas pelas ações antrópicas é essencial para o planejamento do manejo e monitoramento desses ambientes, com o objetivo de proteger esse tão importante grupo provedor de funções ecossistêmicas. É importante destacar que o estudo foi realizado apenas durante a estação chuvosa, o que pode ter limitado a coleta de algumas espécies. Portanto, para compreender a diversidade de espécies com maior profundidade, são necessários estudos mais abrangentes que englobem ambas as estações. Todavia, este trabalho representa a listagem mais completa das abelhas da região metropolitana de Belo Horizonte e pode servir como subsídio para o desenvolvimento de práticas de proteção às abelhas das áreas verdes locais.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AIZEN, MARCELO A.; FEINSINGER, P. Habitat Fragmentation, Native Insect Pollinators, and Feral Honey Bees in Argentine 'Chaco Serrano'. **Ecological Applications**, v. 4, n. 2, p. 378–392, 1994.

ARAÚJO, E. D. *et al.* Body size and flight distance in stingless bees (Hymenoptera: Meliponini): inference of flight range and possible ecological implications. **Brazilian Journal of Biology**, v. 64, n. 3b, p. 563–568, ago. 2004.

BANASZAK-CIBICKA, W. *et al.* City parks vs. natural areas - is it possible to preserve a natural level of bee richness and abundance in a city park? **Urban Ecosystems**, v. 21, n. 4, p. 599–613, 13 ago. 2018.

BARTLETT, L. J. *et al.* Synergistic impacts of habitat loss and fragmentation on model ecosystems. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 283, n. 1839, p. 20161027, 28 set. 2016.

BROSI, B. J. *et al.* The effects of forest fragmentation on bee communities in tropical countryside. **Journal of Applied Ecology**, v. 45, n. 3, p. 773–783, 14 nov. 2008.

CARMO, F. F. DO; JACOBI, C. M. **Diversidade Florística nas Cangas do Quadrilátero Ferrífero**. Belo Horizonte: Código Editora, 2012.

CHAO, A. *et al.* Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. **Ecological Monographs**, v. 84, n. 1, p. 45–67, fev. 2014.

COSWOSK, J. A.; SOARES, E. D. G.; FARIA, L. R. R. Bait traps remain attractive to euglossine bees even after two weeks: a report from Brazilian Atlantic Forest. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 63, n. 1, p. 1–5, jan. 2019.

DARVILL, B.; KNIGHT, M. E.; GOULSON, D. Use of genetic markers to quantify bumblebee foraging range and nest density. **Oikos**, v. 107, n. 3, p. 471–478, dez. 2004.

DORR, J. V. N. **Physiographic, Stratigraphic and Structural Development of the Quadrilátero Ferrífero**. Washington.

DRUMMOND, G. M. **Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para sua conservação**. 2. ed. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 2005.

ENGEL, M. S. *et al.* Stingless bee classification and biology (Hymenoptera, Apidae): a review, with an updated key to genera and subgenera. **ZooKeys**, v. 1172, p. 239–312, 27 jul. 2023.

ESRI. **World Imagery**, Disponível em: <[https://server.arcgisonline.com/arcgis/rest/services/World\\_Imagery/MapServer](https://server.arcgisonline.com/arcgis/rest/services/World_Imagery/MapServer)>. Acesso em: 4 jul. 2023

FERREIRA, P. A. *et al.* Responses of bees to habitat loss in fragmented landscapes of Brazilian Atlantic Rainforest. **Landscape Ecology**, v. 30, n. 10, p. 2067–2078, 10 dez. 2015.

FRANÇA, F. M. *et al.* El Niño impacts on human-modified tropical forests: Consequences for dung beetle diversity and associated ecological processes. **Biotropica**, v. 52, n. 2, p. 252–262, mar. 2020.

GARCIA, LC.; BARROS, FV.; LEMOS-FILHO, JP. Fructification phenology as an important tool in the recovery of iron mining areas in Minas Gerais, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 69, n. 3, p. 887–893, ago. 2009.

GARIBALDI, L. A. *et al.* Stability of pollination services decreases with isolation from natural areas despite honey bee visits. **Ecology Letters**, v. 14, n. 10, p. 1062–1072, out. 2011.

GATHMANN, A.; TSCHARNTKE, T. Foraging ranges of solitary bees. **Journal of Animal Ecology**, v. 71, n. 5, p. 757–764, set. 2002.

GOOGLE. **Google Earth** website. <http://earth.google.com/>, 2009.

GUIMARÃES ALVES, S.; GAGLIANONE, M. C. Bee Guilds Responses to Urbanization in Neotropics: A Case Study. **Diversity**, v. 13, n. 8, p. 365, 7 ago. 2021.

HAUSMANN, S. L.; PETERMANN, J. S.; ROLFF, J. Wild bees as pollinators of city trees. **Insect Conservation and Diversity**, v. 9, n. 2, p. 97–107, 25 mar. 2016.

HSIEH, T. C.; MA, K. H.; CHAO, A. **iNEXT: iNterpolation and EXTrapolation for species diversity**, R package, 2020. Disponível em: <<http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software-download/>>. Acesso em: 6 set. 2023

JACOBI, C. M. *et al.* Plant communities on ironstone outcrops: a diverse and endangered Brazilian ecosystem. **Biodiversity and Conservation**, v. 16, n. 7, p. 2185–2200, 7 jun. 2007.

KOLIMENAKIS, A. *et al.* The Socioeconomic Welfare of Urban Green Areas and Parks; A Literature Review of Available Evidence. **Sustainability**, v. 13, n. 14, p. 7863, 14 jul. 2021.

- LÓPEZ-URIBE, M. M.; OI, C. A.; LAMA, M. A. DEL. Nectar-foraging behavior of Euglossine bees (Hymenoptera: Apidae) in urban areas. **Apidologie**, v. 39, n. 4, p. 410–418, 25 jul. 2008.
- LOYOLA, R. D.; MARTINS, R. P. Trap-nest occupation by solitary wasps and bees (Hymenoptera: Aculeata) in a forest urban remnant. **Neotropical Entomology**, v. 35, n. 1, p. 41–48, fev. 2006.
- MAPBIOMAS. **Coleção 8.0.8 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso da Terra do Brasil**, 2021. Disponível em: <<https://plataforma.brasil.mapbiomas.org/>>. Acesso em: 4 jul. 2023
- MESSIAS, M. C. T. B. *et al.* Fitossociologia de campos rupestres quartzíticos e ferruginosos no Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais. **Acta Botanica Brasilica**, v. 26, n. 1, p. 230–242, mar. 2012.
- MEYER, W. B.; TURNER, B. L. Land-use/land-cover change: challenges for geographers. **GeoJournal**, v. 39, n. 3, p. 237–240, jul. 1996.
- MILLARD, J. *et al.* Global effects of land-use intensity on local pollinator biodiversity. **Nature Communications**, v. 12, n. 1, p. 2902, 18 maio 2021.
- NEMÉSIO, A. Orchid bees (Hymenoptera: Apidae) of the Brazilian Atlantic Forest. **Zootaxa**, v. 2041, n. 1, p. 1–242, 16 mar. 2009.
- NEMÉSIO, A.; SILVEIRA, F. A. Orchid bee fauna (Hymenoptera: Apidae: Euglossina) of Atlantic Forest fragments inside an urban area in southeastern Brazil. **Neotropical Entomology**, v. 36, n. 2, p. 186–191, abr. 2007.
- NEMÉSIO, A.; SILVEIRA, F. A. Forest fragments with larger core areas better sustain diverse orchid bee faunas (Hymenoptera: Apidae: Euglossina). **Neotropical Entomology**, v. 39, n. 4, p. 555–561, ago. 2010.
- NEWBOLD, T. *et al.* Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. **Nature**, v. 520, n. 7545, p. 45–50, 2 abr. 2015.
- OLLERTON, J. Pollinator Diversity: Distribution, Ecological Function, and Conservation. **Annual Reviews**, 2017.
- OLLERTON, J.; WINFREE, R.; TARRANT, S. How many flowering plants are pollinated by animals? **Oikos**, v. 120, n. 3, p. 321–326, mar. 2011.

OUTHWAITE, C. L.; MCCANN, P.; NEWBOLD, T. Agriculture and climate change are reshaping insect biodiversity worldwide. **Nature**, v. 605, n. 7908, p. 97–102, 5 maio 2022.

PACHECO FILHO, A. J. DE S. *et al.* Bee-flower association in the Neotropics: implications to bee conservation and plant pollination. **Apidologie**, v. 46, n. 4, p. 530–541, 3 jun. 2015.

PAPANIKOLAOU, A. D. *et al.* Wild bee and floral diversity co-vary in response to the direct and indirect impacts of land use. **Ecosphere**, v. 8, n. 11, p. e02008, nov. 2017.

PEREIRA, F. W.; CARNEIRO, L.; GONÇALVES, R. B. More losses than gains in ground-nesting bees over 60 years of urbanization. **Urban Ecosystems**, v. 24, n. 2, p. 233–242, 6 abr. 2021.

PEREIRA, H. M. *et al.* Scenarios for Global Biodiversity in the 21st Century. **Science**, v. 330, n. 6010, p. 1496–1501, 10 dez. 2010.

PINHEIRO, M. *et al.* Polinização por abelhas. *Em*: RECH, A. R. *et al.* (Eds.). **Biologia da Polinização**. 1. ed. Rio de Janeiro: Projeto Cultural, 2014. p. 205–233.

POLATTO, L. P.; CHAUD-NETTO, J.; ALVES-JUNIOR, V. V. Influence of Abiotic Factors and Floral Resource Availability on Daily Foraging Activity of Bees. **Journal of Insect Behavior**, v. 27, n. 5, p. 593–612, 8 set. 2014.

PORTMAN, Z. M.; ORR, M. C.; GRISWOLD, T. A review and updated classification of pollen gathering behavior in bees (Hymenoptera, Apoidea). **Journal of Hymenoptera Research**, v. 71, p. 171–208, 30 ago. 2019.

POTTS, S. G. *et al.* Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 25, n. 6, p. 345–353, jun. 2010.

PREFEITURA DE BELO HORIZONTE. **PARQUE DA SERRA DO CURRAL**. Disponível em: <<https://prefeitura.pbh.gov.br/fundacao-de-parques-e-zoobotanica/informacoes/parques/parque-da-serra-do-curral>>. Acesso em: 18 out. 2023a.

PREFEITURA DE BELO HORIZONTE. **PARQUE MUNICIPAL FAZENDA LAGOA DO NADO**. Disponível em: <<https://prefeitura.pbh.gov.br/fundacao-de-parques-e-zoobotanica/informacoes/parques/parque-lagoa-do-nado>>. Acesso em: 18 out. 2023b.

PREFEITURA DE BELO HORIZONTE. **PARQUE ROBERTO BURLE MARX**. Disponível em: <<https://prefeitura.pbh.gov.br/fundacao-de-parques-e-zoobotanica/informacoes/parques/parque-roberto-burle-marx>>. Acesso em: 18 out. 2023c.

QGIS DEVELOPMENT TEAM. **QGIS Geographic Information System**, Open Source Geospatial Foundation Project, 2021. Disponível em: <<http://qgis.osgeo.org>>

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**, Vienna, R Foundation for Statistical Computing, 2022. Disponível em: <<https://www.R-project.org/>>. Acesso em: 5 set. 2023

RADER, R. *et al.* The winners and losers of land use intensification: pollinator community disassembly is non-random and alters functional diversity. **Diversity and Distributions**, v. 20, n. 8, p. 908–917, ago. 2014.

ROCHA-FILHO, L. C. DA *et al.* Green patches among a grey patchwork: the importance of preserving natural habitats to harbour cavity-nesting bees and wasps (Hymenoptera) and their natural enemies in urban areas. **Biodiversity and Conservation**, v. 29, n. 8, p. 2487–2514, 8 jul. 2020.

ROESER, M. H. P.; ROESER, P. A. O Quadrilátero Ferrífero-MG, Brasil: Aspectos sobre sua história, seus recursos minerais e problemas ambientais relacionados. **Geonomos**, v. 18, n. 1, p. 33–37, 2010.

ROSWELL, M.; DUSHOFF, J.; WINFREE, R. A conceptual guide to measuring species diversity. **Oikos**, v. 130, n. 3, p. 321–338, 9 mar. 2021.

SALA, O. E. *et al.* Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. **Science**, v. 287, n. 5459, p. 1770–1774, 10 mar. 2000.

SALGADO, A. A. R.; FONSECA DO CARMO, F. ‘Quadrilátero Ferrífero’: A Beautiful and Neglected Landscape Between the Gold and Iron Ore Reservoirs. *Em*: VIEIRA, B. C.; SALGADO, A. A. R.; SANTOS, L. J. C. (Eds.). **Landscapes and Landforms of Brazil**. Dordrecht: Springer Netherlands, 2015. p. 319–330.

SHAH, M. I. *et al.* The impacts of land use change on biodiversity and ecosystem services: An empirical investigation from highly fragile countries. **Sustainable Development**, v. 31, n. 3, p. 1384–1400, 23 jun. 2023.

SILVA, V. H. D. *et al.* Diverse urban pollinators and where to find them. **Biological Conservation**, v. 281, p. 110036, maio 2023.

SILVEIRA, F. A.; MELO, G. A. R.; ALMEIDA, E. A. B. **Abelhas brasileiras: sistemática e identificação**. 1. ed. Belo Horizonte: [s.n.].

SOLAR, R. R. DE C. *et al.* How pervasive is biotic homogenization in human-modified tropical forest landscapes? **Ecology Letters**, v. 18, n. 10, p. 1108–1118, out. 2015.

SOLAR, R. R. DE C. *et al.* Biodiversity consequences of land-use change and forest disturbance in the Amazon: A multi-scale assessment using ant communities. **Biological Conservation**, v. 197, p. 98–107, maio 2016.

SOROYE, P.; NEWBOLD, T.; KERR, J. Climate change contributes to widespread declines among bumble bees across continents. **Science**, v. 367, n. 6478, p. 685–688, 7 fev. 2020.

STEINER, K. E.; WHITEHEAD, V. B. The consequences of specialization for pollination in a rare South African shrub, *Ixianthes retzioides* (Scrophulariaceae). **Plant Systematics and Evolution**, v. 201, n. 1–4, p. 131–138, 1996.

TITTENSOR, D. P. *et al.* A mid-term analysis of progress toward international biodiversity targets. **Science**, v. 346, n. 6206, p. 241–244, 10 out. 2014.

UNIDADES DE CONSERVAÇÃO NO BRASIL. **Parque Estadual da Serra do Rola Moça**. Disponível em: <<https://uc.socioambiental.org/pt-br/arp/2485>>. Acesso em: 18 out. 2023a.

UNIDADES DE CONSERVAÇÃO NO BRASIL. **Monumento Natural da Serra da Moeda**. Disponível em: <<https://uc.socioambiental.org/pt-br/arp/5503>>. Acesso em: 18 out. 2023b.

VERSIEUX, L. M.; WENDT, T. Bromeliaceae diversity and conservation in Minas Gerais state, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 16, n. 11, p. 2989–3009, 7 out. 2007.

VIANA, P. L.; LOMBARDI, J. A. Florística e caracterização dos campos rupestres sobre canga na Serra da Calçada, Minas. **Rodriguésia**, v. 58, n. 1, p. 159–177, 2007.

VITOUSEK, P. M. *et al.* Human Domination of Earth's Ecosystems. **Science**, v. 277, n. 5325, p. 494–499, 25 jul. 1997.

VRDOLJAK, S. M.; SAMWAYS, M. J. Optimising coloured pan traps to survey flower visiting insects. **Journal of Insect Conservation**, v. 16, n. 3, p. 345–354, 21 jun. 2012.

WILSON, C. J.; JAMIESON, M. A. The effects of urbanization on bee communities depends on floral resource availability and bee functional traits. **PLOS ONE**, v. 14, n. 12, p. e0225852, 2 dez. 2019.

ZANETTE, L. R. S.; MARTINS, R. P.; RIBEIRO, S. P. Effects of urbanization on Neotropical wasp and bee assemblages in a Brazilian metropolis. **Landscape and Urban Planning**, v. 71, n. 2–4, p. 105–121, mar. 2005.

ZURBUCHEN, A.; LANDERT, L.; *et al.* Maximum foraging ranges in solitary bees: only few individuals have the capability to cover long foraging distances. **Biological Conservation**, v. 143, n. 3, p. 669–676, mar. 2010.

ZURBUCHEN, A.; CHEESMAN, S.; *et al.* Long foraging distances impose high costs on offspring production in solitary bees. **Journal of Animal Ecology**, v. 79, n. 3, p. 674–681, maio 2010.

## CAPÍTULO II

### **Efeitos das mudanças nos usos e coberturas do solo na comunidade de abelhas e em suas interações com as plantas**

#### **RESUMO**

Grande parte das espécies botânicas dependem de polinizadores bióticos, como insetos, para a reprodução. Entre esses polinizadores bióticos, as abelhas se destacam, sendo as principais ou mesmo as únicas polinizadoras da maior parte das espécies que necessitam de animais na reprodução. No entanto, a crescente exploração humana dos recursos naturais e a expansão urbana têm resultado em mudanças da cobertura do solo que ameaçam a diversidade desses animais e as funções ecossistêmicas, como a polinização. Desse modo, esse trabalho buscou responder às perguntas: 1) como as mudanças nos usos e coberturas do solo afetam a diversidade de abelhas e as redes de interação abelha-planta? 2) Quais são as espécies-chave envolvidas nessas interações e quais os papéis estruturais dessas espécies nas redes? O trabalho foi realizado por meio de coleta de abelhas em observações florais e armadilhas do tipo *pan trap* e de iscas de cheiro. A composição das espécies de abelhas entre os locais foi diferente, mas não foi observado efeito da porcentagem de cobertura vegetal na riqueza e abundância de espécies, nem na especialização e modularidade das redes de interação. Esses resultados denotam a importância da conectividade entre as áreas verdes e da disponibilidade de recursos utilizados pelas abelhas para manter a composição local de espécies. Além disso, os altos valores das métricas de modularidade e especialização indicam uma fragilidade dos sistemas a longo prazo. As espécies-chave de planta nas redes de interação abelha-planta foram diferentes em todos os locais do estudo. Já em relação às abelhas, *Apis mellifera* apareceu como uma das espécies-chave da maior parte das redes. Além disso, outras espécies exóticas de plantas apresentaram importância para a estruturação das redes de interação abelha-planta, funcionando como *hub* de módulo. Esses resultados demonstram a importância do estudo desses ecossistemas modificados pelas ações antrópicas a fim de entender os impactos das espécies exóticas nas interações e no funcionamento dos ecossistemas. Além disso, fornecemos informações que podem ser aplicadas na conservação da biodiversidade e são importantes para direcionar as práticas de planejamento urbano sustentável.

**Palavras-chave:** Mudanças no Uso e cobertura do Solo; Redes de Interação Abelha-Planta; Abelhas; Polinização; Diversidade; Visitas Florais; Espécies-Chave.

## 1. INTRODUÇÃO

A polinização por animais é extremamente importante e de valor inestimável para a manutenção da biodiversidade, uma vez que cerca de 85% das espécies botânicas conhecidas são favorecidas pela ação dos polinizadores bióticos (Ollerton, Winfree e Tarrant, 2011). Em áreas temperadas, cerca de 78% das espécies de plantas são polinizadas por animais e, nos trópicos, essa proporção pode chegar à 94% (Ollerton, Winfree e Tarrant, 2011). Os insetos são polinizadores extremamente importantes e essas relações mutualísticas entre plantas e insetos polinizadores são de grande importância para as comunidades naturais e para as plantas cultivadas (Blanche, Ludwig e Cunningham, 2006; Michener, 2007; Miñarro Prado, García García e Martínez Sastre, 2018; Mulwa *et al.*, 2022; Ollerton, 1999). Desse modo, os insetos e plantas apresentam uma relação de interdependência na qual a ausência de insetos representa uma incapacidade de muitas plantas se reproduzirem e de produzirem sementes, ao passo que, na ausência de flores para se alimentar, muitas populações de insetos podem desaparecer (Ollerton, 1999). Entre esses insetos as abelhas merecem destaque uma vez que estabeleceram estreitas relações evolutivas com as plantas por depender de recursos florais para sua sobrevivência (Pinheiro *et al.*, 2014).

As abelhas formam um grupo de insetos extremamente numeroso e diverso, com mais de 17.500 espécies descritas no mundo (Michener, 2007). O Brasil abriga uma considerável parte dessa diversidade, com mais de 1.570 espécies conhecidas e uma estimativa de que o país abrigue cerca de 3.000 espécies (Silveira, Melo e Almeida, 2002). A diversidade desse grupo abrange variações de tamanho, forma, coloração, modo de vida e hábito de nidificação (Pinheiro *et al.*, 2014). Uma das semelhanças que todas as abelhas compartilham é que elas dependem de pólen como fonte de proteína para sua alimentação e a relação mutualística que elas estabelecem com as plantas são essenciais para a reprodução da maior parte da vegetação natural e de cultivos agrícolas (Garibaldi *et al.*, 2011; Khalifa *et al.*, 2021; Michener, 2007; Potts *et al.*, 2010). Apesar da importância desses organismos para a manutenção da diversidade, as abelhas, assim como outros insetos polinizadores, têm experimentado uma redução na sua abundância e diversidade devido a ações antrópicas (Imperatriz-Fonseca, 2014; Michener, 2007; Millard *et al.*, 2021; Potts *et al.*, 2010; Silveira, Melo and Almeida, 2002).

O principal fator direcionador do declínio das espécies de abelhas tem sido as mudanças no uso e cobertura do solo (Millard *et al.*, 2021; Potts *et al.*, 2010). Essas mudanças decorrentes das ações e ocupações humanas eliminam fontes de alimento, destroem substratos de nidificação, fragmentam o habitat e envenenam a comunidade de abelhas com pesticidas

(Silveira, Melo e Almeida, 2002). Como consequência, essas transformações na cobertura do solo causam impactos locais nas comunidades desses organismos (Potts *et al.*, 2010; Silveira, Melo e Almeida, 2002) e nos serviços ecossistêmicos (Shah *et al.*, 2023). Uma vez que a diversidade de abelhas está ligada ao aumento do sucesso da polinização (Frund *et al.*, 2013), a comunidade local de plantas também pode ser prejudicada pela redução da diversidade desses organismos. Devido às consequências das mudanças antrópicas, a estrutura das redes de interação entre as plantas e as abelhas também pode ser alterada, reduzindo a riqueza de espécies especializadas e a especialização das redes como um todo (Theodorou *et al.*, 2017).

O estudo dos impactos das mudanças no uso e cobertura do solo na diversidade de abelhas e em redes de interação entre esses organismos e as plantas têm avançado, principalmente em regiões temperadas e considerando áreas com significativa ocupação urbana (Banaszak-Cibicka e Dylewski, 2021; Brancher *et al.*, 2023; Guimarães Alves e Gaglianone, 2021; Silva *et al.*, 2023; Zanette, Martins e Ribeiro, 2005) e áreas rurais (Campbell *et al.*, 2022; Hall *et al.*, 2019; Khalifa *et al.*, 2021; Kremen *et al.*, 2004; Razo-León *et al.*, 2018). Entretanto, ainda são necessários estudos que busquem entender a como esses fatores influenciam as comunidades e as interações nos trópicos (Silva *et al.*, 2023). Desse modo, o objetivo deste capítulo é entender quais os efeitos das mudanças nos usos e cobertura do solo sob a diversidade de abelhas e suas interações com as plantas. Com essa finalidade, foi utilizada uma paisagem composta de áreas pela urbanizadas, mineração e remanescentes de vegetação natural, que está inserida em uma área de transição entre dois *hotspots* de biodiversidade e possui altas taxas de endemismo. Este trabalho foi realizado, portanto, em um ótimo modelo para o estudo dos efeitos dos impactos antrópicos na cobertura do solo na comunidade de abelhas, uma vez que possui uma alta diversidade biológica e de paisagem. Nossas hipóteses são de que a riqueza, abundância de abelhas diminui e a composição de espécies varia entre os locais influenciadas pelo aumento das mudanças no uso e cobertura do solo. Além disso, esperamos encontrar uma diminuição dos valores de especialização e modularidade das redes de interação entre as abelhas e as plantas em função do aumento dessas modificações. Também esperamos mudanças nas espécies-chave e do papel das espécies de plantas e abelhas nas redes de interação, devido às alterações antrópicas.

## 2. MÉTODOS

### 2.1. Área de estudo

O estudo foi realizado na região metropolitana de Belo Horizonte, no estado de Minas Gerais, Brasil, abrangendo parte do Quadrilátero Ferrífero. As coletas foram realizadas nas cidades de Belo Horizonte, Brumadinho, Ibirité e Nova Lima. O clima da região é predominantemente o classificado por Köppen como clima de savana (Aw) e marcado por influência de clima subtropical úmido (Cwa) e subtropical de altitude (Cwb) (Sá Júnior, *et al.*, 2012). A região apresenta, então, duas estações marcadas por um verão chuvoso e inverno seco.

O Quadrilátero Ferrífero (QF) está localizado entre as cidades de Ouro Preto e Belo Horizonte (Roeser e Roeser, 2010) em um ecótono entre a Mata Atlântica e o Cerrado (Carmo e Jacobi, 2012). O QF possui cerca de 7.200 km<sup>2</sup> (Dorr, 1969) e possui uma vegetação composta por mata de galeria, capões de mata e Campos Rupestres (Viana e Lombardi, 2007). A região possui diversos tipos de solo resultantes da presença de rochas granito-gnásicas, quartzíticas e ferruginosas (Carmo e Jacobi, 2012). Além disso, apresenta altitudes que variam de 700 a 2.072 m acima do nível do mar (Viana e Lombardi, 2007), sendo uma das paisagens mais singulares do Brasil (Dorr, 1969).

A região do Quadrilátero Ferrífero tem sido ameaçada pela mineração e pelo crescimento urbano (Garcia, Barros e Lemos-Filho, 2009; Versieux e Wendt, 2007). As amostragens foram realizadas em cinco pontos correspondentes à algumas das áreas verdes da grande Belo Horizonte (Tabela 1) influenciadas, em graus variáveis, por algum tipo de perturbação: urbanização e/ou empreendimentos minerários (Tabela 2). A porcentagem de cada uso e cobertura do solo foi calculada a partir da utilização do mapa de classificação de uso e cobertura do solo dos locais disponibilizado pelo MapBiomias (MapBiomias, 2021) como base. Além disso, devido à possibilidade de erros de resolução do mapa em função da escala espacial de cada ponto ser local e pequena, foram realizadas comparações entre a classificação do MapBiomias e a imagem satélite da extensão *ESRI imagery* (ESRI) no software Qgis (QGIS Development Team, 2021). Quando foram encontradas classificações erradas para o tipo de cobertura da área, o polígono foi alterado para a classificação correta e, posteriormente, foram utilizados os dados de área dos polígonos de cada classe para o cálculo da porcentagem daquela cobertura do solo em relação ao total da área do buffer correspondente. Para o cálculo das porcentagens do tipo de cobertura do solo foi considerada como cobertura vegetal áreas verdes,

como parques e serras, independentemente do tipo de formação vegetal e se a vegetação é nativa ou não. Sendo assim, quando foram encontradas classes distintas, como “Formação Campestre” e “Formação Florestal”, de acordo com a classificação do MapBiomas, essas classes foram unificadas em “Cobertura Vegetal”.

Para garantir a independência das amostragens, os cinco pontos de coleta estavam distantes entre si por um buffer de pelo menos 2 km de raio (Figuras 1 e 2). Essa distância foi baseada no raio usual de distância de voo e forrageamento das abelhas (Araújo *et al.*, 2004; Darvill & Goulson, 2004; Gathmann & Tschamtker, 2002; López-Uribe *et al.*, 2008; Zurbuchen *et al.*, 2010a; Zurbuchen *et al.*, 2010b). Os pontos de coleta corresponderam a três parques municipais (Parque Ecológico Roberto Burle Marx, Parque da Serra do Curral e Parque Municipal Fazenda Lagoa do Nado), um parque estadual (Parque Estadual da Serra do Rola Moça) e à um ponto no Monumento Natural da Serra da Moeda.

As coletas foram realizadas entre novembro de 2022 e abril de 2023 de forma que foram realizadas 5 coletas no Monumento Natural da Serra da Moeda e 4 coletas em cada uma das outras áreas verdes. A amostragem ocorreu exclusivamente em dias que apresentaram condições meteorológicas propícias para a atividade das abelhas. Em função das chuvas abundantes que ocorreram nesse período, as coletas foram espaçadas em intervalos entre 5 a 74 dias, totalizando um conjunto de 21 coletas ao longo desse período.

## **2.2. Observações florais**

Com o objetivo de analisar os efeitos das mudanças nos usos do solo na diversidade de abelhas e nas redes de interação abelha-planta foram realizadas coletas ativas de abelhas por meio de observações florais. Em áreas com densa vegetação, as observações florais foram limitadas às bordas de fragmentos e trilhas. Durante cada amostragem as observações florais ocorreram no período entre 8:00 às 13:00, período que engloba o pico da atividade de forrageio de grande parte das espécies de abelhas (Polatto, Chaud-Netto e Alves-Junior, 2014). Cada planta florida que foi possível amostrar nesse intervalo de tempo foi observada por 10 minutos. No total, foram feitas 115 horas de observações realizadas por grupos variáveis de 2 a 4 observadores. Durante as visitas florais, foram registradas informações acerca das interações, incluindo a identificação da planta, a identificação do visitante e a frequência da visita. Após as visitas florais, as abelhas visitantes foram coletadas para posterior identificação. Além disso, passados os 10 minutos de observação da planta, foi coletado um ramo contendo flor, folhas e fruto (caso houvesse) para identificação botânica. As plantas foram identificadas ao nível

taxonômico mais preciso pela botânica Selena Logan de A. S. Abel, usando chaves de identificação e o Re flora Herbário Virtual.

### 2.3. Coleta por armadilhas

A fim de entender como a diversidade de abelhas é afetada pelas mudanças do uso e cobertura do solo, além das observações florais, foram utilizadas armadilhas para a coleta das abelhas. Em cada coleta foram instaladas armadilhas do tipo *pan trap* e armadilhas de isca de cheiro com o objetivo de atrair e coletar uma amostragem mais robusta da comunidade de abelhas. As armadilhas foram deixadas em campo pelo período de 48h e as abelhas coletadas foram levadas ao laboratório para identificação.

Cada coleta contou com três conjuntos de *pan traps* colocados no chão, quando em área aberta, ou cerca de 1 m do solo presos a uma estaca, quando em mata fechada. Cada conjunto de *pan traps* foi instalado distantes entre si por pelo menos 10 m. As armadilhas do tipo *pan trap* utilizadas foram confeccionadas a partir da pintura de potes plásticos com tinta spray luminosa e, para a fixação da tinta, os potes foram lixados antes da pintura. Cada conjunto de *pan traps* foi constituído de três potes plásticos pintados de diferentes cores: um azul, um amarelo e um branco e em cada pote foi adicionada, até a sua metade, uma solução contendo água, sal (5%) e sabão (5%) (Figura 3a). Além disso, para coleta de abelhas da tribo Euglossini, foram instaladas seis armadilhas de cheiro em cada amostragem. Cada armadilha foi instalada com um tipo de essência para atrair as abelhas: Eugenol, Eucaliptol, Cinamato de Metila, Vanilina, Salicilato de Metila ou Acetato de Benzila. Em cada coleta as armadilhas de cheiro foram colocadas distantes entre si e entre as *pan traps* por uma distância de pelo menos 10 m. Além disso, essas armadilhas eram instaladas a cerca de 1,5 m do chão, em áreas de borda. As armadilhas de cheiro foram confeccionadas utilizando garrafas PET de 2 L, com quatro aberturas de 2,5 cm de diâmetro em sua parte superior onde foram inseridos funis de plástico. O interior desses funis foi lixado com o objetivo de formar um plano de pouso com superfície mais áspera. No interior de cada armadilha, um chumaço de algodão com uma das essências foi preso à um palito de churrasco, de forma que ficasse um pouco abaixo da linha das aberturas. O interior das armadilhas foi cheio até a metade com uma solução contendo água, sal (5%) e sabão (5%) (Figura 3b).

Todas as abelhas coletadas para este estudo tanto em coleta ativa, quanto em armadilhas, foram identificadas ao nível taxonômico mais preciso pela profa. Dra Favízia Freitas de

Oliveira, utilizando chaves de identificação disponíveis em Engel *et al.*, 2023; Nemésio, 2009 e Silveira *et al.*, 2002.

#### 2.4. Análises estatísticas

Com a finalidade de comparar a riqueza de espécies, foi construída uma curva de extrapolação de espécies em função do número de indivíduos coletados para cada local e feita análise de suficiência amostral utilizando o estimador Chao (Chao *et al.*, 2014). A fim de analisar a dissimilaridade da composição de espécies em cada local, foi realizada uma análise de NMDS (Escalonamento Multidimensional Não-Métrico). Posteriormente foi realizada uma PERMANOVA (Análise Multivariada Permutacional de Variância) para analisar se havia diferenças significativas na composição de espécies entre os pares de locais, utilizando distância euclidiana. Além disso, para entender se a diferença de riqueza e abundância de espécies entre os locais tinha influência dos usos do solo, foram realizadas análises GLMM (Modelo Linear Generalizado Misto) com distribuição de Poisson nas quais as variáveis respostas foram a riqueza e a abundância de espécies e a variável preditora foi a porcentagem de cobertura vegetal de cada buffer (Tabela 2). A análise da relação entre a riqueza de espécies e a porcentagem de cobertura vegetal foi feita utilizando a diversidade computada através dos números de Hill (Hill, 1973), com riqueza de espécies pura ( $q=0$ ) e para a riqueza das espécies ponderada pela abundância ( $q=1$ ), reduzindo um possível viés causado por espécies raras. Para escolher quais as coberturas do solo entrariam nas regressões foi realizada uma análise de correlação entre elas e escolhida apenas a porcentagem de cobertura vegetal, cuja variação é correlacionada com as demais categorias.

Para compreender se a estrutura das interações entre as abelhas e as plantas variou entre os locais a partir dos dados das observações florais, foram construídas matrizes de interação entre as abelhas e as plantas para cada local do estudo. As matrizes foram construídas com dados quantitativos ponderados pela frequência das interações. Para caracterizar a estrutura das redes foram calculadas métricas de especialização ( $H_2'$ ) e modularidade ( $Q$ ), ponderadas pela frequência das interações e a significância dessas métricas à nível da rede foi avaliada por meio do valor de  $p$  gerado a partir da comparação dos valores observados com aqueles gerados por modelos nulos ( $N=10.000$ ). A especialização da rede ( $H_2'$ ) é calculada com base nos dados de frequência das interações e indica o quanto as espécies interagem com um grupo particular de parceiros (Blüthgen, Menzel e Blüthgen, 2006). Os valores encontrados de especialização das redes de interação foram contrastados com os de redes aleatórias geradas pelo modelo nulo

gerado pela função *vaznull* (Dormann *et al.*, 2009). A modularidade é a avaliação do quanto os nós interagem em módulos, ou seja, é uma medida do quanto a rede está organizada em grupos de espécies que interagem mais entre si, representando uma preferência quanto à interação (Beckett, 2016). Para o cálculo da modularidade utilizamos o algoritmo *DIRTLPAwb+* (Beckett 2016) e comparamos os valores observados com aqueles gerados pelo modelo nulo *r2dtable* (Dormann *et al.*, 2009). Com a finalidade de comparar se houve variação dos valores dessas métricas entre os locais e se houve influência dos tipos de uso do solo nessa variação, foram realizadas análises de regressão linear. As variáveis de especialização e modularidade entraram na análise como variáveis resposta e a variável preditora foi a porcentagem de cobertura vegetal.

A fim de entender se houve variação das espécies-chave entre os locais foram feitas análises de centralidade de intermediação ponderada (BC) e de proximidade ponderada (CC) e de força das espécies. As medidas de centralidade fornecem informações acerca dos nós que são estruturalmente mais importantes nas redes de interação (Jordán, 2009). De acordo com a descrição de Estrada (2007), a centralidade de intermediação pode ser definida uma fração dos caminhos mais curtos que passam por um determinado nó da rede, enquanto centralidade de proximidade é definida como a soma das distâncias topológicas de um nó em relação a todos os outros na rede. Por outro lado, a força de uma espécie de polinizador, por exemplo, é a medida resultante da soma das dependências das plantas que interagem com esse animal. Desse modo, a força é uma medida da importância de um nó da perspectiva do conjunto de nós que estão do outro lado da rede bipartida (Bascompte, Jordano e Olesen, 2006). Sendo assim, consideramos como espécies-chave aquelas que interagem mais frequentemente e com um maior número de espécies, afetando uma maior diversidade de espécies dentro das redes, e que são importantes para a ligação da rede, formando ligações únicas (Estrada, 2007; Jordán, 2009). Foram comparadas as três espécies de plantas e três de abelhas que apresentavam os maiores índices de cada métrica em cada rede e escolhidas como espécies-chave as que apresentavam o maior valor em um maior número de métricas.

Além disso, foram analisados os papéis das espécies nas redes modulares utilizando os valores “c” e “z” de cada espécie. Esses valores indicam a conectividade entre os módulos (c), representando o papel das espécies como conectores de diferentes módulos, e o grau dentro do módulo (z), que representa a relevância de cada espécie dentro do seu módulo. Em relação a esses valores de c e z, as espécies puderam ser classificadas em cada rede como: conectoras, sendo aquelas com altos valores de c e baixos de z; periféricas, as que tiveram baixos valores de c e z; *hubs* de rede, aquelas com altos valores de c e de z; e *hubs* de módulo, aquelas com

valores altos de  $z$  e baixos de  $c$  (Olesen *et al.*, 2007). Os valores limites para a classificação das espécies dentro dessas quatro categorias foi calculado por meio dos quantis de 95% das redes nulas para cada local (Tabela 4).

**Tabela 4.** Valores dos limiares  $c$  e  $z$  para definir o papel das espécies em cada local do estudo: MNSM – Monumento Natural da Serra da Moeda, PERBM – Parque Ecológico Roberto Burle Marx, PESRM – Parque Estadual da Serra do Rola Moça, PMFLN – Parque Municipal Fazenda Lagoa do Nado, PSC – Parque da Serra do Curral.

Local	$c$	$z$
MNSM	0.75	1.6
PERBM	0.78	1.63
PESRM	0.74	1.31
PMFLN	0.78	1.62
PSC	0.79	1.58

As análises foram realizadas utilizando o programa R v.4.2.0 (R Core Team, 2022). Foram utilizados o pacote *iNEXT* (Hsieh, Ma e Chao, 2020) para as curvas de extrapolação e estimativas de riqueza, *vegan* (Oksanen *et al.*, 2022) para as análises de NMDS e PERMANOVA e para as análises de GLMM foi utilizado o pacote *lme4* (Bates *et al.*, 2015). As análises das métricas da rede de interação abelha-planta à nível da rede e à nível das espécies foram realizadas utilizando o pacote *Bipartite* (Dormann *et al.*, 2009).

### 3. RESULTADOS

Foram coletados 1.260 exemplares de abelhas, distribuídos em 97 espécies de 38 gêneros, representantes das cinco famílias que ocorrem no Brasil (Tabela 3) (Silveira, Melo e Almeida, 2002). A família mais registrada foi Apidae (58 espécies), seguida por Halictidae (33 espécies). As espécies mais abundantes foram *Eulaema nigrita* (297 exemplares coletados) e *Apis mellifera* (103 exemplares coletados).

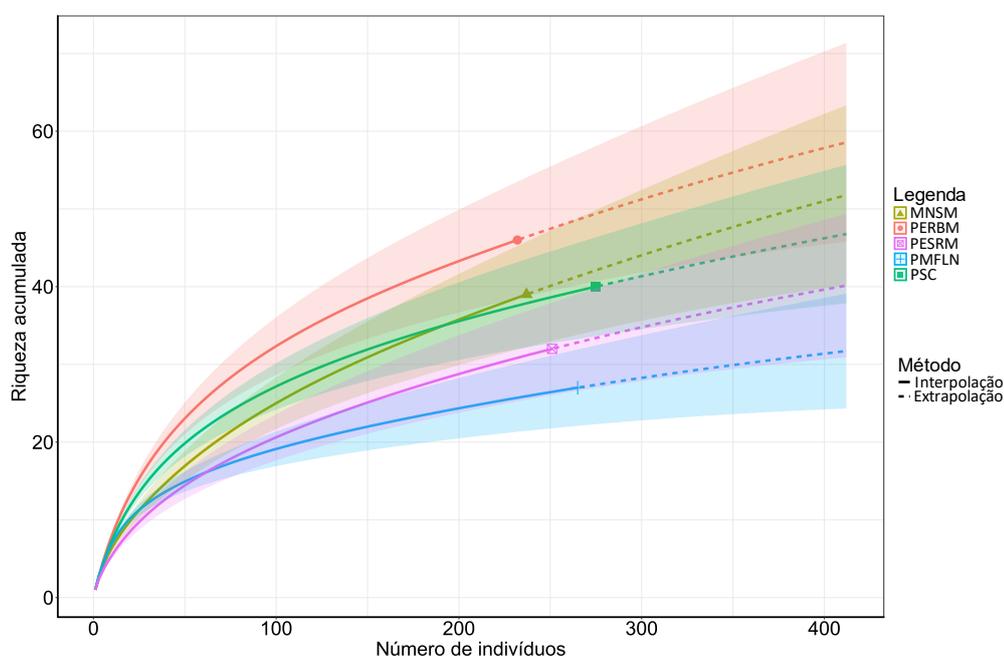
#### 3.1. Riqueza e composição de espécies de abelhas e a cobertura vegetal

A riqueza observada de espécies de abelhas esteve entre 27 espécies, no Parque Municipal Fazenda Lagoa do Nado, e 46 espécies, no Parque Ecológico Roberto Burle Marx. A estimativa da riqueza de espécies entre os locais não apresentou diferenças significativas (Figura 4, Tabela 5). No entanto, a composição de espécies de cada local foi diferente (Figura 5, PERMANOVA  $F=2,19$ ,  $R^2=0,35$ ,  $p<0,001$ ). Ao comparar par-a-par as áreas verdes, foi observada uma variação substancial na composição de espécies entre alguns locais (Tabela 6).

O PMFLN apresentou uma composição de espécies diferente de todos os outros locais. Essa área está inserida na matriz urbana correspondendo à menor e mais isolada área verde do estudo (Figura 1). O tipo de vegetação presente no local se assemelha à do PERBM, possuindo uma formação florestal caracterizada pelo ecótono entre Mata Atlântica e Cerrado. Este último também apresentou diferenças na composição em relação à maior parte das áreas, exceto em relação ao Parque da Serra do Curral. Ambos são parques urbanos que se encontram conectados por pequenos fragmentos de vegetação. As áreas do Monumento Natural da Serra da Moeda, do Parque Estadual da Serra do Rola Moça e o PSC não apresentaram diferenças significativas na composição de espécies de abelhas. Essas áreas apresentam maior conectividade entre elas e possuem formações vegetais semelhantes associadas a Campos Rupestres. A cobertura amostral (SC) dos locais esteve entre 0,9158, no MNSM, e 0,9623, no PMFLN.

**Tabela 5.** Riqueza de espécies e cobertura amostral de cada local do estudo: MNSM – Monumento Natural da Serra da Moeda, PERBM – Parque Ecológico Roberto Burle Marx, PESRM – Parque Estadual da Serra do Rola Moça, PMFLN – Parque Municipal Fazenda Lagoa do Nado, PSC – Parque da Serra do Curral. EP – Erro Padrão e SC – Cobertura Amostral.

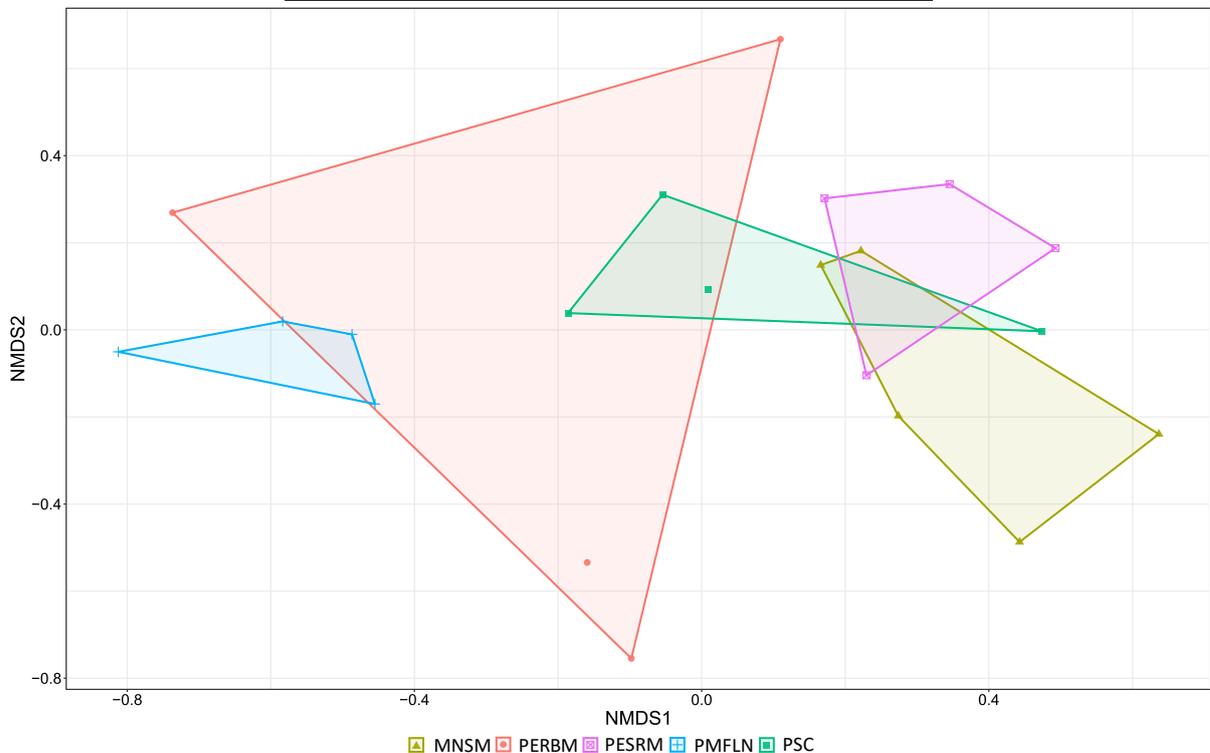
Local	Riqueza observada	Riqueza estimada	EP	SC
MNSM	39	88.79	34.13	91.58
PERBM	46	90.93	31.22	91.83
PESRM	32	60.01	20.82	94.04
PMFLN	27	43.6	14.79	96.23
PSC	40	77.36	29.58	94.55



**Figura 4.** Curva de extrapolação da riqueza acumulada de espécies em função do número de indivíduos coletados em cada local do estudo: MNSM – Monumento Natural da Serra da Moeda, PERBM – Parque Ecológico Roberto Burle Marx, PESRM – Parque Estadual da Serra do Rola Moça, PMFLN – Parque Municipal Fazenda Lagoa do Nado, PSC – Parque da Serra do Curral.

**Tabela 6.** Estatísticas do teste de PERMANOVA par a par para análise de dissimilaridade da composição de espécies entre os locais de estudo: MNSM – Monumento Natural da Serra da Moeda, PERBM – Parque Ecológico Roberto Burle Marx, PESRM – Parque Estadual da Serra do Rola Moça, PMFLN – Parque Municipal Fazenda Lagoa do Nado, PSC – Parque da Serra do Curral.

Local	F	R <sup>2</sup>	Valor de p
<b>PERBM vs PESRM</b>	<b>2.60</b>	<b>0.30</b>	<b>0.026</b>
<b>PERBM vs PMFLN</b>	<b>1.56</b>	<b>0.21</b>	<b>0.03</b>
PERBM vs PSC	1.32	0.18	0.171
<b>PERBM vs MNSM</b>	<b>1.58</b>	<b>0.18</b>	<b>0.044</b>
<b>PMFLN vs PESRM</b>	<b>5.67</b>	<b>0.49</b>	<b>0.029</b>
PSC vs PESRM	1.43	0.19	0.201
<b>PSC vs PMFLN</b>	<b>3.31</b>	<b>0.36</b>	<b>0.029</b>
MNSM vs PESRM	1.23	0.15	0.285
<b>MNSM vs PMFLN</b>	<b>3.82</b>	<b>0.35</b>	<b>0.007</b>
MNSM vs PSC	1.21	0.15	0.279



**Figura 5.** Gráfico da composição de espécies de cada local do estudo: MNSM – Monumento Natural da Serra da Moeda, PERBM – Parque Ecológico Roberto Burle Marx, PESRM – Parque Estadual da Serra do Rola Moça, PMFLN – Parque Municipal Fazenda Lagoa do Nado, PSC – Parque da Serra do Curral.

Não foi demonstrado efeito da porcentagem de cobertura vegetal na riqueza de espécies quando a análise foi ponderada pela presença e ausência de espécies ( $F_{(1,3)}=0,13$ ,  $p=0,74$ ), nem quando ponderada pela incidência ( $F_{(1,3)}=0,68$ ,  $p=0,47$ ). A cobertura vegetal também não teve efeito sob a abundância das espécies ( $F_{(1,3)}= 0,13$ ,  $p=0,74$ ).

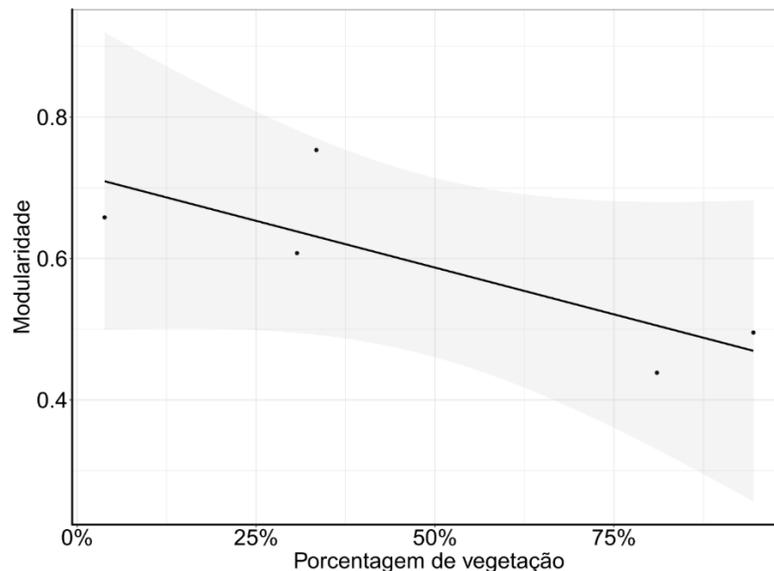
### 3.2. Redes de interação abelha-planta e a cobertura vegetal

As redes de interação de todos os locais apresentaram valores significativos de especialização e modularidade (Tabela 7, Material Suplementar). As redes com maiores valores de especialização foram a do Parque Ecológico Roberto Burle Marx ( $H_2'=0,89$ ,  $p<0,001$ ) e do Parque Estadual da Serra do Rola Moça ( $H_2'=0,72$ ,  $p<0,001$ ). A rede de interação do PERBM também foi a mais modular ( $Q=0,75$ ,  $p<0,001$ ), seguida pelo Parque Municipal Fazenda Lagoa do Nado ( $Q=0,66$ ,  $p<0,001$ ).

Quando relacionadas as métricas de especialização e modularidade à porcentagem de cobertura vegetal, as análises de regressão não demonstraram efeito da variável ambiental nos valores de especialização das redes ( $F_{(1,3)}= 0,02$ ,  $p=0,90$ ), nem sob os valores de modularidade (Figura 6,  $F_{(1,3)}= 5,07$ ,  $p=0,11$ ).

**Tabela 7.** Valor das métricas das redes de interação de cada local de estudo: MNSM – Monumento Natural da Serra da Moeda, PERBM – Parque Ecológico Roberto Burle Marx, PESRM – Parque Estadual da Serra do Rola Moça, PMFLN – Parque Municipal Fazenda Lagoa do Nado, PSC – Parque da Serra do Curral.

Local	( $H_2'$ )	Valor de p ( $H_2'$ )	Q	Valor de p (Q)
MNSM	0.68	<0.01	0.44	<0.01
PERBM	0.89	<0.01	0.75	<0.01
PESRM	0.72	<0.01	0.5	<0.01
PMFLN	0.64	<0.01	0.66	<0.01
PSC	0.63	<0.01	0.61	<0.01



**Figura 6.** Gráfico de regressão linear entre a modularidade das redes de interação (variável resposta) e a porcentagem de vegetação de cada ponto (variável preditora). Valores estatísticos:  $F_{(1,3)}= 5,07$ ,  $p=0,11$ .

### 3.3. Espécies-chave e o papel das espécies

Para definir as espécies-chave de plantas e de visitantes florais, para cada rede, foram consideradas aquelas que estiveram entre as três espécies de maior valor no maior número das métricas de Centralidade (BC e CC) e força das espécies. O valor das métricas para cada espécie e o número de vezes em que elas estiveram entre as três de maior valor estão apresentados na tabela 8.

**Tabela 8.** Valores das métricas de centralidade de intermediação (BC) de proximidade (CC) e força das espécies, estão indicadas em negrito aquelas que foram consideradas espécies-chave. n.v.: Número de vezes que as espécies estiveram entre as três espécies que apresentaram maior valor das métricas.

<b>Monumento Natural da Serra da Moeda (MNSM)</b>				
Visitante Floral	BC	CC	Força das espécies	n.v.
<i>Apis mellifera</i>	<b>0.6389</b>	<b>0.0478</b>	<b>5.0322</b>	<b>3</b>
<i>Ceratina (Ceratinula) sp.2</i>	<b>0.1095</b>	<b>0.0225</b>	<b>1.2569</b>	<b>3</b>
<i>Paratrigona lineata</i>	0.1682	0.0158	1.9991	2
<i>Partamona helleri</i>	0	0.0229	0.3846	1
Planta	BC	CC	Força das espécies	n.v.
<i>Eriope macrostachya</i>	0.7961	0.0366	2.1643	1
<i>Lychnophora pinaster</i>	0	0.0275	3.35	2
<i>Stachytarpheta glabra</i>	0	0.0194	3.5286	1
<i>Vellozia sp.</i>	<b>0.2039</b>	<b>0.0355</b>	<b>3.9714</b>	<b>3</b>
<b>Parque Ecológico Roberto Burle Marx (PERBM)</b>				
Visitante Floral	BC	CC	Força das espécies	n.v.
<i>Apis mellifera</i>	<b>0.3913</b>	<b>0.0108</b>	<b>1.3109</b>	<b>2</b>
<i>Dialictus sp.1</i>	0	0.003	1.3333	1
<i>Geotrigona subterranea</i>	0	0.0108	0.1544	1
<i>Nannotrigona testaceicornis</i>	0.2375	0.0065	0.214	1
<i>Tetragona clavipes</i>	0	0.0113	0.2574	1
<i>Tetragonisca angustula</i>	<b>0.1784</b>	<b>0.0105</b>	<b>2.0343</b>	<b>2</b>
<i>Trigona spinipes</i>	0	0.007	1.6	1
Planta	BC	CC	Força das espécies	n.v.
<i>Agapanthus africanus</i>	0.1134	0.0089	2.75	1
<i>Murraya paniculata</i>	0.2062	0.0179	2.3622	2
<i>Odontonema tubaeforme</i>	0	0.0183	0.989	1
<i>Pleroma granulosum</i>	0	0.0166	3.4583	1
<i>Sphagnetocola trilobata</i>	<b>0.4536</b>	<b>0.0291</b>	<b>12.4444</b>	<b>3</b>
<i>Tecoma stans</i>	0	0	4	1
<b>Parque Estadual da Serra do Rola Moça (PESRM)</b>				
Visitante Floral	BC	CC	Força das espécies	n.v.
<i>Apis mellifera</i>	<b>0.4609</b>	<b>0.0408</b>	<b>3.8318</b>	<b>3</b>
<i>Augochloropsis sp.1</i>	0.1391	0.0358	0.9286	1

<i>Bombus brevivillus</i>	0.2435	0.0346	0.7222	1
<b><i>Paratrigona lineata</i></b>	<b>0.1565</b>	<b>0.0357</b>	<b>1.579</b>	<b>3</b>
<i>Trigona spinipes</i>	0	0.0275	1.3108	2
Planta	BC	CC	Força das espécies	n.v.
<i>Cuphea</i> cf. <i>lutescens</i>	0	0.0097	2.2857	1
<b><i>Waltheria indica</i></b>	<b>0.3571</b>	<b>0.0266</b>	<b>1.4164</b>	<b>2</b>
<i>Pleroma heteromallum</i>	0	0.0065	1.1429	1
<b><i>Baccharis</i> sp.</b>	<b>0.2222</b>	<b>0.0413</b>	<b>0.8275</b>	<b>2</b>
<b><i>Baccharis dracunculifolia</i></b>	<b>0.1825</b>	<b>0.0461</b>	<b>0.7733</b>	<b>2</b>
<i>Leucaena leucocephala</i>	0.0794	0.0328	0.7064	1
<b>Parque Municipal Fazenda Lagoa do Nado (PMFLN)</b>				
Visitante Floral	BC	CC	Força das espécies	n.v.
<i>Augochlora aurinasis</i>	0.174	0.0368	0.1851	1
<i>Augochlora morrae</i>	0	0.0572	0.9894	1
<i>Plebeia</i> aff. <i>droryana</i>	0	0.048	4.5574	2
<b><i>Tetragonisca angustula</i></b>	<b>0.499</b>	<b>0.0536</b>	<b>2.7493</b>	<b>3</b>
<i>Trigona spinipes</i>	0.2474	0.031	3.634	2
Planta	BC	CC	Força das espécies	n.v.
<b><i>Bulbine frutescens</i></b>	<b>0.4736</b>	<b>0.0224</b>	<b>3.2939</b>	<b>3</b>
<i>Canna</i> x <i>generalis</i>	0	0.0267	0.6438	1
<i>Cassia fistula</i>	0.1385	0.0175	1.495	1
<i>Chlorophytum comosum</i>	0.1004	0.0211	0.7126	1
<i>Hemerocalis</i> x <i>hybrida</i>	0.1316	0.0201	2.4007	2
<i>Sphagneticola trilobata</i>	0.1212	0.0181	7.0177	1
<b>Parque da Serra do Curral (PSC)</b>				
Visitante Floral	BC	CC	Força das espécies	n.v.
<b><i>Apis mellifera</i></b>	<b>0.3712</b>	<b>0.0506</b>	<b>4.2341</b>	<b>3</b>
<i>Geotrigona subterranea</i>	0.0541	0.0434	1.8762	1
<i>Nannotrigona testaceicornis</i>	0.164	0.0422	2.6552	2
<i>Paratrigona lineata</i>	0.1405	0.0249	3.0342	1
<i>Paratrigona subnuda</i>	0.164	0.0348	1.9576	1
<i>Plebeia</i> aff. <i>droryana</i>	0	0.0502	0.5897	1
Planta	BC	CC	Força das espécies	n.v.
<b><i>Bidens squarrosa</i></b>	<b>0.1962</b>	<b>0.0183</b>	<b>1.7219</b>	<b>2</b>
<i>Byrsonima intermedia</i>	0.0203	0.016	2.3223	1
<b><i>Galinsoga parviflora</i></b>	<b>0.2503</b>	<b>0.0169</b>	<b>0.6483</b>	<b>2</b>
<i>Hypochaeris radicata</i>	0.0162	0.0133	4.7705	1
<i>Neonotonia wightii</i>	0.1137	0.0182	0.6	1
<b><i>Senega glochidata</i></b>	<b>0.1691</b>	<b>0.0162</b>	<b>2.0953</b>	<b>2</b>

No Parque Ecológico Roberto Burle Marx, a maior parte das espécies de abelhas observadas foram classificadas em periféricas, apenas *Paratrigona subnuda* foi um hub de

módulo. Além disso, todas as plantas com as quais os visitantes interagiram foram periféricas. No Parque Estadual da Serra do Rola Moça todas as espécies de abelhas e plantas foram periféricas. No Parque Municipal Fazenda Lagoa do Nado a espécie de abelha *Augochlora morae* e de planta *Tradescantia pallida* foram hubs de módulo, enquanto todas as outras espécies de visitantes e plantas foram periféricas. No Parque da Serra do Curral apenas a espécie visitante *Paratrigona lineata* foi hub de módulo e no Monumento Natural da Serra da Moeda apenas *Apis mellifera* foi hub de módulo (Material Suplementar 11).

#### 4. DISCUSSÃO

Este trabalho fornece informações robustas acerca da riqueza, da composição, da estrutura das redes de interação abelha planta e do papel das espécies nas redes de cinco áreas verdes de uma região altamente diversa em paisagens e espécies. Nessa região, que possui uma paisagem composta por diferentes usos e coberturas do solo, foram coletadas 97 espécies de abelhas, sendo as mais abundantes *Eulaema nigrita* e *Apis mellifera*, que são espécies mais generalistas e conhecidas por estarem abundantemente presentes em ambientes fragmentados (Solar *et al.*, 2016). Contrariamente às nossas expectativas, a riqueza e abundância de espécies de abelhas e as métricas de especialização e modularidade das redes de interação não foram afetadas pelo aumento das mudanças de uso e cobertura do solo. No entanto, assim como esperávamos, a composição de espécies foi diferente entre os locais, assim como as espécies importantes para manter a estrutura das redes de interação, ou seja, as espécies-chave. Apesar de nenhuma curva de extrapolação ter atingido padrão assintótico, a amostragem para todos os locais foi considerada suficiente em função dos altos valores de cobertura amostral (Tabela 5).

##### 4.1. Riqueza e composição de espécies de abelhas e a cobertura vegetal

Ao contrário do esperado e do que foi observado por Peters, Keller e Leonhardt (2022) em um estudo que relacionava a diversidade de abelhas solitárias à intensidade do uso da terra em áreas de pastagem, os resultados deste trabalho não indicaram qualquer efeito do uso da terra nos parâmetros de diversidade das espécies. Entretanto, os resultados deste trabalho se assemelham aos encontrados por Banaszak-Cibicka e Żmihorski (2012), em um gradiente de uso urbano do solo, os quais não demonstraram uma relação clara entre o aumento da urbanização e a riqueza de abelhas. Os autores argumentam que paisagens urbanas são extremamente heterogêneas, principalmente quando comparadas às paisagens agrícolas, aumentando a diversidade de habitats que podem suportar uma riqueza de espécies até maior

que áreas naturais circundantes (Banaszak-Cibicka e Żmihorski, 2012). Um outro estudo que comparou áreas urbanas, suburbanas e rurais também não encontrou variação na riqueza e abundância de espécies entre as áreas, mas observou uma variação substancial na composição de espécies e na diversidade funcional (Banaszak-Cibicka e Dylewski, 2021). Estudos recentes apresentam resultados divergentes quanto à riqueza das espécies locais, mas ambos sugerem que haja uma maior sensibilidade de algumas espécies de abelhas que possuem traços funcionais específicos com o aumento da urbanização, enquanto outros grupos funcionais parecem ser favorecidos nas cidades (Banaszak-Cibicka e Dylewski, 2021; Villalta et al., 2022).

Neste trabalho a composição de espécies também variou consideravelmente entre os locais, sugerindo que as características específicas de cada local influenciam na composição de espécies de abelhas que ocorrem nos locais. Além disso, essa diferença na composição foi particularmente notável quando comparados os locais individualmente. Não foi observada variação na composição de espécies entre as áreas verdes mais conectadas e que apresentam formação vegetal mais similar (vegetação relacionada a Campos Rupestres), no caso o PSC, a MNSM e o PESRM. No entanto, a área verde mais isolada (PMFLN) apresentou a composição de espécies substancialmente diferente de todas as outras áreas. Embora não tenha sido apresentado efeito da porcentagem de cobertura vegetal na riqueza e abundância de espécies de abelhas. Esses resultados sugerem que a composição da comunidade de abelhas nos locais do estudo esteja mais associada à composição florística local, à disponibilidade de recursos a serem usados por esses animais e à conectividade entre as áreas verdes do que em relação à cobertura vegetal do entorno. Uma revisão acerca dos impactos da urbanização na diversidade taxonômica e funcional de abelhas demonstrou que a fragmentação ambiental causada pela expansão urbana tem um maior impacto do que a proporção de áreas verdes e impermeáveis nas comunidades de abelhas (Ferrari e Polidori, 2022). Assim como neste trabalho, Banaszak-Cibicka e Żmihorski (2012) observaram uma variação na composição da comunidade de abelhas ao longo do gradiente urbano e discutiram que a paisagem urbanizada pode funcionar como um filtro selecionando características ecológicas específicas que facilitam a colonização dentro da cidade. Os ambientes urbanos favorecem abelhas selvagens com base no tamanho corporal, fenologia de voo e comportamento social e fatores urbanos, como ilhas de calor e abundância de plantas ornamentais, estão potencialmente envolvidos na filtragem das características das espécies (Villalta *et al.*, 2022). Essa filtragem ambiental gerada pelas mudanças antrópicas nos ecossistemas naturais, que permite o estabelecimento de espécies

introduzidas e a coexistência com espécies naturais gerando novas interações entre as espécies, têm gerado os chamados *Novel Ecosystems* (Hobbs, Higgs e Hall, 2013).

#### **4.2. Redes de interação abelha-planta e a cobertura vegetal**

O estudo avaliou, também, a estrutura das redes de interação abelha-planta em cada local. As redes apresentaram altos valores de especialização e modularidade. Essas são métricas utilizadas para avaliar a preferência das espécies por um determinado grupo ou espécie. Era esperado que fossem encontradas diferenças nos valores dessas métricas entre os locais, demonstrando uma relação positiva entre a porcentagem de cobertura vegetal e a especialização e modularidade das redes, como já foi observado em diferentes trabalhos (Ferreira *et al.*, 2020; Theodorou *et al.*, 2017). No entanto, as redes de todas as áreas apresentaram valores altos de especialização e modularidade. Isso significa que as interações entre as abelhas e as plantas em todos os locais apresentaram caráter organizado por grupos que interagem mais frequentemente entre si (Beckett, 2016; Blüthgen, Menzel e Blüthgen, 2006). A alta especialização indica que as abelhas e as plantas tendem a interagir seletivamente, o que pode ter implicações na estabilidade das redes ecológicas (Blüthgen, Menzel e Blüthgen, 2006). A alta modularidade das redes sugere a existência de grupos distintos de espécies que interagem mais entre si, o que pode ser crucial para a compreensão da estrutura das comunidades e sua resiliência a perturbações (Beckett, 2016). Sendo assim, o alto valor dessas métricas pode indicar uma fragilidade das redes de interação abelha-planta a longo prazo, uma vez que a alta especialização de uma interação significa uma maior vulnerabilidade de uma espécie à perda das espécies com a qual elas interagem.

A arquitetura das redes de interação é resultante da estrutura da comunidade de visitantes florais e planta, sendo formada tanto por interações aleatórias, quanto por aquelas que refletem uma correspondência de características (Theodorou *et al.*, 2017). Um estudo demonstrou que a perda de habitat pode alterar a estrutura da rede visitante-flor devido a uma menor disponibilidade de recursos florais e locais de nidificação, levando a uma redução da riqueza e abundância de espécies, o que se traduziria em redes mais modulares e especializadas (Traveset *et al.*, 2018). Neste estudo, apesar da relação entre a modularidade e a cobertura vegetal ter apresentado uma tendência decrescente, não foi identificado um efeito claro da porcentagem de cobertura vegetal sob ambas as métricas das redes. Provavelmente isso se deu devido à quantidade do número de pontos de coleta e é possível que com um aumento no número de pontos de coleta fosse possível identificar um efeito negativo da cobertura vegetal sob a métrica

de modularidade. Além disso, não foi observada redução de riqueza e abundância de espécies devido à redução na cobertura vegetal. No entanto, a composição de espécies foi diferente entre os locais, indicando que pode haver variação na importância e papel de diferentes espécies entre as redes, mantendo uma estrutura especializada e modular em todos os locais.

### 4.3. Espécies-chave e o papel das espécies

Por fim, a análise das espécies-chave de plantas e abelhas em cada local identificou os organismos que são importantes para a estruturação das redes de interação de cada local. Essas espécies-chave foram selecionadas com base em métricas de centralidade, como intermediação, proximidade e força. Além disso, foram analisados os papéis das espécies na estrutura das redes modulares. Como era esperado cada local apresentou diferentes espécies centrais, sugerindo que a alteração na composição de espécies locais também influencia na estrutura das redes de interação. No entanto, exceto no PMFLN, a espécie de abelha europeia *A. mellifera* esteve entre as espécies-chave das redes. Além disso, espécies não nativas de plantas foram consideradas espécie-chave (*Bulbine frutescens*) e hub de módulo (*Tradescantia pallida*) no PMFLN. No PSC, *Galinsoga parviflora* foi uma das espécies centrais de plantas no PSC e também é uma planta não nativa. Esses dados evidenciam o papel e importância de organismos exóticos, geralmente generalistas, para a estruturação das redes de todos as áreas verdes dos locais. No entanto, são necessários estudos que analisem a longo prazo o impacto dessas espécies exóticas nessas redes de interação uma vez que alguns trabalhos relatam um impacto negativo das *A. mellifera* na assembleia de abelhas nativas por meio da competição (Ropars *et al.*, 2019) e nas plantas por meio da redução da aptidão dos organismos que elas polinizam (Travis e Kohn, 2023). Um papel maior dessas abelhas nas redes de interação pode, ainda, aumentar a sobreposição de nicho das plantas e reduzir a especialização e robustez das redes de interação à extinção de espécies (Dáttilo *et al.*, 2022; Page e Williams, 2023). Além disso, as consequências da mudança na composição das espécies nas redes de interação dependem do papel de cada espécie dentro dela. Por exemplo, a introdução de espécies não nativas, como o caso das *A. mellifera*, pode causar a junção de módulos com efeitos substanciais no funcionamento das redes (Olesen *et al.*, 2007). Por outro lado, a exclusão de um hub de módulo pode levar à fragmentação do seu módulo podendo afetar ligeiramente outros módulos (Olesen *et al.*, 2007). Além disso, Everingham, Hemmings e Moles (2019) mostraram que ao longo do gradiente de perturbação ocorrem menos plantas nativas em função do aumento da perturbação e as plantas persistentes tendem a ter características mais generalistas, reduzindo a riqueza de

espécies e a diversidade funcional dos ecossistemas naturais. No entanto, eles argumentam que é importante a conservação de espécies nativas o entorno de *novel ecosystems*, uma vez que elas fornecem uma ampla gama de serviços ecossistêmicos e desempenham um papel na preservação da diversidade genética nativa da região (Everingham, Hemmings e Moles, 2019). Sendo assim, nossos resultados demonstram, ainda, que é necessário que sejam utilizadas espécies vegetais nativas no paisagismo urbano a fim de manter a diversidade genética local e ofertar recursos florais diversos para manter os polinizadores nativos locais. Desse modo, essa prática de reintrodução de espécies nativas pode reduzir a importância das espécies exóticas na dinâmica das interações entre abelhas e plantas.

## 5. CONCLUSÃO

Nesse trabalho não foi observada uma relação clara entre as mudanças nos usos do solo sob a riqueza e abundância das espécies nem em relação às métricas de rede. No entanto, foi encontrada diferença na composição de espécies entre as áreas verdes incluídas no estudo. Essa mudança na composição de espécies parece ter influenciado a importância e o papel das espécies dentro das redes de interação, sendo que espécies exóticas representaram um importante papel na estruturação das redes em todos os locais. Nesse sentido, é possível que a disponibilidade de flores, a conectividade entre as áreas de estudo e a característica específica de cada local esteja mais relacionada aos resultados encontrados que a porcentagem de cobertura vegetal propriamente dita. Sendo assim, para a conservação local das espécies de abelhas, os ambientes urbanos devem funcionar como conectores das áreas verdes por meio da disponibilização de recursos alimentares e de nidificação que possam ser utilizados pelas abelhas. Nossos resultados demonstram a importância da utilização de espécies nativas de plantas no paisagismo urbano a fim de reduzir a dependência de espécies exóticas nas interações entre abelhas e plantas. Além disso, este trabalho denota a necessidade de novos estudos que abranjam mais áreas da região a fim de entender quais fatores estruturam a composição local das comunidades e o efeito dos usos do solo no papel variável das espécies na estruturação das redes modulares.

As abelhas são o grupo mais dominante de polinizadores na cidade de Belo Horizonte (Gomes *et al.*, 2023). Desse modo, entender a dinâmica da comunidade de abelhas e das espécies de plantas com quem interagem, bem como a estruturação das redes de interações abelha-planta, é essencial para orientar o manejo e a conservação de abelhas e espécies de plantas na região. Desse modo, este estudo traz informações importantes para direcionar os

esforços e políticas públicas relacionadas à conservação da diversidade de abelhas e plantas nesses ambientes alterados pelas ações antrópicas.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ARAÚJO, E. D. *et al.* Body size and flight distance in stingless bees (Hymenoptera: Meliponini): inference of flight range and possible ecological implications. **Brazilian Journal of Biology**, v. 64, n. 3b, p. 563–568, ago. 2004.

BANASZAK-CIBICKA, W.; DYLEWSKI, Ł. Species and functional diversity: A better understanding of the impact of urbanization on bee communities. **Science of the Total Environment**, v. 774, 2021.

BANASZAK-CIBICKA, W.; ŻMIHORSKI, M. Wild bees along an urban gradient: winners and losers. **Journal of Insect Conservation**, v. 16, n. 3, p. 331–343, 22 jun. 2012.

BASCOMPTE, J.; JORDANO, P.; OLESEN, J. M. Asymmetric Coevolutionary Networks Facilitate Biodiversity Maintenance. **Science**, v. 312, n. 5772, p. 431–433, 21 abr. 2006.

BATES, D. *et al.* Fitting Linear Mixed-Effects Models Using **lme4**. **Journal of Statistical Software**, v. 67, n. 1, p. 1–48, 2015.

BECKETT, S. J. Improved community detection in weighted bipartite networks. **Royal Society Open Science**, v. 3, n. 1, p. 140536, jan. 2016.

BLANCHE, K. R.; LUDWIG, J. A.; CUNNINGHAM, S. A. Proximity to rainforest enhances pollination and fruit set in orchards. **Journal of Applied Ecology**, v. 43, n. 6, p. 1182–1187, 1 dez. 2006.

BLÜTHGEN, NICO; MENZEL, F.; BLÜTHGEN, NILS. Measuring specialization in species interaction networks. **BMC Ecology**, v. 6, n. 1, p. 9, 2006.

BRANCHER, K. P. T. *et al.* Urbanization and abundance of floral resources affect bee communities in medium-sized neotropical cities. **Austral Ecology**, 10 mar. 2023.

CAMPBELL, A. J. *et al.* High bee functional diversity buffers crop pollination services against Amazon deforestation. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 326, n. November 2020, 2022.

CARMO, F. F. DO; JACOBI, C. M. **Diversidade Florística nas Cangas do Quadrilátero Ferrífero**. Belo Horizonte: Código Editora, 2012.

CHAO, A. *et al.* Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. **Ecological Monographs**, v. 84, n. 1, p. 45–67, fev. 2014.

DARVILL, B.; KNIGHT, M. E.; GOULSON, D. Use of genetic markers to quantify bumblebee foraging range and nest density. **Oikos**, v. 107, n. 3, p. 471–478, dez. 2004.

DÁTTILO, W. *et al.* The Impact of the Honeybee *Apis mellifera* on the Organization of Pollination Networks Is Positively Related with Its Interactive Role throughout Its Geographic Range. **Diversity**, v. 14, n. 11, p. 917, 27 out. 2022.

DORMANN, C. F. *et al.* Indices, Graphs and Null Models: Analyzing Bipartite Ecological Networks. **The Open Ecology Journal**, v. 2, n. 1, p. 7–24, 27 fev. 2009.

DORR, J. V. N. **Physiographic, Stratigraphic and Structural Development of the Quadrilátero Ferrífero**. Washington: [s.n.].

ENGEL, M. S. *et al.* Stingless bee classification and biology (Hymenoptera, Apidae): a review, with an updated key to genera and subgenera. **ZooKeys**, v. 1172, p. 239–312, 27 jul. 2023.

ESRI. **World Imagery**, Disponível em: <[https://server.arcgisonline.com/arcgis/rest/services/World\\_Imagery/MapServer](https://server.arcgisonline.com/arcgis/rest/services/World_Imagery/MapServer)>. Acesso em: 4 jul. 2023

ESTRADA, E. Characterization of topological keystone species. **Ecological Complexity**, v. 4, n. 1–2, p. 48–57, mar. 2007.

EVERINGHAM, S. E.; HEMMINGS, F.; MOLES, A. T. Inverted invasions: Native plants can frequently colonise urban and highly disturbed habitats. **Austral Ecology**, v. 44, n. 4, p. 702–712, 18 jun. 2019.

FERRARI, A.; POLIDORI, C. How city traits affect taxonomic and functional diversity of urban wild bee communities: insights from a worldwide analysis. **Apidologie**, v. 53, n. 4, p. 46, 9 ago. 2022.

FERREIRA, P. A. *et al.* Forest and connectivity loss simplify tropical pollination networks. **Oecologia**, v. 192, n. 2, p. 577–590, 2 fev. 2020.

- FRUND, J. *et al.* Bee diversity effects on pollination depend on functional complementarity and niche shifts. **Ecology**, v. 94, n. 9, p. 2042–2054, 1 set. 2013.
- GARCIA, LC.; BARROS, FV.; LEMOS-FILHO, JP. Fructification phenology as an important tool in the recovery of iron mining areas in Minas Gerais, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 69, n. 3, p. 887–893, ago. 2009.
- GARIBALDI, L. A. *et al.* Stability of pollination services decreases with isolation from natural areas despite honey bee visits. **Ecology Letters**, v. 14, n. 10, p. 1062–1072, out. 2011.
- GATHMANN, A.; TSCHARNTKE, T. Foraging ranges of solitary bees. **Journal of Animal Ecology**, v. 71, n. 5, p. 757–764, set. 2002.
- GOMES, I. N. *et al.* Spatiotemporal availability of pollinator attractive trees in a tropical streetscape: unequal distribution for pollinators and people. **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 83, p. 127900, maio 2023.
- GUIMARÃES ALVES, S.; GAGLIANONE, M. C. Bee Guilds Responses to Urbanization in Neotropics: A Case Study. **Diversity**, v. 13, n. 8, p. 365, 7 ago. 2021.
- HALL, M. A. *et al.* The response of wild bees to tree cover and rural land use is mediated by species' traits. **Biological Conservation**, v. 231, n. December 2018, p. 1–12, 2019.
- HILL, M. O. Diversity and Evenness: A Unifying Notation and Its Consequences. **Ecology**, v. 54, n. 2, p. 427–432, mar. 1973.
- HOBBS, R. J.; HIGGS, E. S.; HALL, C. **Novel ecosystems: intervening in the new ecological world order**. John Wiley & Sons, 2013.
- HSIEH, T. C.; MA, K. H.; CHAO, A. **iNEXT: iNterpolation and EXTrapolation for species diversity**, R package, 2020. Disponível em: <<http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software-download/>>. Acesso em: 6 set. 2023
- IMPERATRIZ-FONSECA, V. L. Prefácio. *Em*: RECH, A. R. *et al.* (Eds.). **Biologia da Polinização**. 1. ed. Rio de Janeiro: Projeto Cultural, 2014.
- JORDÁN, F. Keystone species and food webs. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 364, n. 1524, p. 1733–1741, 27 jun. 2009.
- KHALIFA, S. A. M. *et al.* Overview of Bee Pollination and Its Economic Value for Crop Production. **Insects**, v. 12, n. 8, p. 688, 31 jul. 2021.

KREMEN, C. *et al.* The area requirements of an ecosystem service: Crop pollination by native bee communities in California. **Ecology Letters**, v. 7, n. 11, p. 1109–1119, 2004.

LÓPEZ-URIBE, M. M.; OI, C. A.; LAMA, M. A. DEL. Nectar-foraging behavior of Euglossine bees (Hymenoptera: Apidae) in urban areas. **Apidologie**, v. 39, n. 4, p. 410–418, 25 jul. 2008.

MAPBIOMAS. **Coleção 8.0.8 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso da Terra do Brasil**, 2021. Disponível em: <<https://plataforma.brasil.mapbiomas.org/>>. Acesso em: 4 jul. 2023

MICHENER, C. D. **The bees of the world**. 2. ed. Baltimore: The Johns Hopkins University Press, 2007.

MILLARD, J. *et al.* Global effects of land-use intensity on local pollinator biodiversity. **Nature Communications**, v. 12, n. 1, p. 2902, 18 maio 2021.

MIÑARRO PRADO, M.; GARCÍA GARCÍA, D.; MARTÍNEZ SASTRE, R. Impact of insect pollinators in agriculture: importance and management of their biodiversity. **Ecosistemas**, v. 27, n. 2, p. 81–90, 29 jul. 2018.

MULWA, R. *et al.* Influence of proximity to and type of foraging habitat on value of insect pollination in the tropics, with applications to Kenya. **African Journal of Agricultural and Resource Economics**, v. 17, n. 2, p. 171–191, 2022.

NEMÉSIO, A. Orchid bees (Hymenoptera: Apidae) of the Brazilian Atlantic Forest. **Zootaxa**, v. 2041, n. 1, p. 1–242, 16 mar. 2009.

OKSANEN, J. *et al.* **vegan: Community Ecology Package**, R package, 2022. Disponível em: <<https://CRAN.R-project.org/package=vegan>>. Acesso em: 6 set. 2023

OLESEN, J. M. *et al.* The modularity of pollination networks. **PNAS**, v. 104, n. 50, p. 19891–19896, 2007.

OLLERTON, J. The evolution of pollinator-plant relationships within the arthropods. *Em: MELIC, A. et al. (Eds.). The evolution of pollinator-plant relationships within the arthropods*. Entomological Society of Aragon, 1999. p. 741–758.

OLLERTON, J.; WINFREE, R.; TARRANT, S. How many flowering plants are pollinated by animals? **Oikos**, v. 120, n. 3, p. 321–326, mar. 2011.

PAGE, M. L.; WILLIAMS, N. M. Evidence of exploitative competition between honey bees and native bees in two California landscapes. **Journal of Animal Ecology**, v. 92, n. 9, p. 1802–1814, 29 set. 2023.

PETERS, B.; KELLER, A.; LEONHARDT, S. D. Diets maintained in a changing world: Does land-use intensification alter wild bee communities by selecting for flexible generalists? **Ecology and Evolution**, v. 12, n. 5, 15 maio 2022.

PINHEIRO, M. *et al.* Polinização por abelhas. *Em*: RECH, A. R. *et al.* (Eds.). **Biologia da Polinização**. 1. ed. Rio de Janeiro: Projeto Cultural, 2014. p. 205–233.

POLATTO, L. P.; CHAUD-NETTO, J.; ALVES-JUNIOR, V. V. Influence of Abiotic Factors and Floral Resource Availability on Daily Foraging Activity of Bees. **Journal of Insect Behavior**, v. 27, n. 5, p. 593–612, 8 set. 2014.

POTTS, S. G. *et al.* Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 25, n. 6, p. 345–353, jun. 2010.

QGIS DEVELOPMENT TEAM. **QGIS Geographic Information System**. Open Source Geospatial Foundation Project, 2021. Disponível em: <<http://qgis.osgeo.org>>

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. Vienna, R Foundation for Statistical Computing, 2022. Disponível em: <<https://www.R-project.org/>>. Acesso em: 5 set. 2023

RAZO-LEÓN, A. E. *et al.* Changes in bee community structure (Hymenoptera, Apoidea) under three different land-use conditions. **Journal of Hymenoptera Research**, v. 66, p. 23–38, 2018.

**Reflora**                      **Herbário**                      **Virtual**.                      Disponível                      em:  
<<https://reflora.jbrj.gov.br/reflora/herbarioVirtual/ConsultaPublicoHVUC/ConsultaPublicoHVUC.do;jsessionid=DFA8782FDEED4EAE38FE4EEE8190627D?https://reflora.jbrj.gov.br/reflora/herbarioVirtual/ConsultaPublicoHVUC/ConsultaPublicoHVUC.do;jsessionid=https://reflora.jbrj.gov.br/reflora/herbarioVirtual/ConsultaPublicoHVUC/ConsultaPublicoHVUC.do;jsessionid=DFA8782FDEED4EAE38FE4EEE8190627D>>. Acesso em: 27 jun. 2023.

ROESER, M. H. P.; ROESER, P. A. O Quadrilátero Ferrífero-MG, Brasil: Aspectos sobre sua história, seus recursos minerais e problemas ambientais relacionados. **Geonomos**, v. 18, n. 1, p. 33–37, 2010.

- ROPARS, L. *et al.* Wild pollinator activity negatively related to honey bee colony densities in urban context. **PLOS ONE**, v. 14, n. 9, p. e0222316, 12 set. 2019.
- SÁ JÚNIOR, A. DE *et al.* Application of the Köppen classification for climatic zoning in the state of Minas Gerais, Brazil. **Theoretical and Applied Climatology**, v. 108, n. 1–2, p. 1–7, 27 abr. 2012.
- SHAH, M. I. *et al.* The impacts of land use change on biodiversity and ecosystem services: An empirical investigation from highly fragile countries. **Sustainable Development**, v. 31, n. 3, p. 1384–1400, 23 jun. 2023.
- SILVA, V. H. D. *et al.* Diverse urban pollinators and where to find them. **Biological Conservation**, v. 281, p. 110036, maio 2023.
- SILVEIRA, F. A.; MELO, G. A. R.; ALMEIDA, E. A. B. **Abelhas brasileiras: sistemática e identificação**. 1. ed. Belo Horizonte: [s.n.].
- SOLAR, R. R. DE C. *et al.* A Quantitative Baseline of Ants and Orchid Bees in Human-Modified Amazonian Landscapes in Paragominas, PA, Brazil. **Sociobiology**, v. 63, n. 3, p. 925, 25 out. 2016.
- THEODOROU, P. *et al.* The structure of flower visitor networks in relation to pollination across an agricultural to urban gradient. **Functional Ecology**, v. 31, n. 4, p. 838–847, 19 abr. 2017.
- TRAVESET, A. *et al.* Effects of habitat loss on the plant-flower visitor network structure of a dune community. **Oikos**, v. 127, n. 1, p. 45–55, jan. 2018.
- TRAVIS, D. J.; KOHN, J. R. Honeybees (*Apis mellifera*) decrease the fitness of plants they pollinate. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 290, n. 2001, 28 jun. 2023.
- VERSIEUX, L. M.; WENDT, T. Bromeliaceae diversity and conservation in Minas Gerais state, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 16, n. 11, p. 2989–3009, 7 out. 2007.
- VIANA, P. L.; LOMBARDI, J. A. Florística e caracterização dos campos rupestres sobre canga na Serra da Calçada, Minas. **Rodriguésia**, v. 58, n. 1, p. 159–177, 2007.
- VILLALTA, I. *et al.* Phylogenetic, functional and taxonomic responses of wild bee communities along urbanisation gradients. **Science of The Total Environment**, v. 832, p. 154926, ago. 2022.

ZANETTE, L. R. S.; MARTINS, R. P.; RIBEIRO, S. P. Effects of urbanization on Neotropical wasp and bee assemblages in a Brazilian metropolis. **Landscape and Urban Planning**, v. 71, n. 2–4, p. 105–121, mar. 2005.

ZURBUCHEN, A.; LANDERT, L.; *et al.* Maximum foraging ranges in solitary bees: only few individuals have the capability to cover long foraging distances. **Biological Conservation**, v. 143, n. 3, p. 669–676, mar. 2010.

ZURBUCHEN, A.; CHEESMAN, S.; *et al.* Long foraging distances impose high costs on offspring production in solitary bees. **Journal of Animal Ecology**, v. 79, n. 3, p. 674–681, maio 2010.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este trabalho apresenta a lista mais robusta de ocorrência de espécies de abelhas para a região metropolitana de Belo Horizonte e representa um esforço significativo para compreender a dinâmica das comunidades de abelhas e suas interações com plantas em áreas verdes inseridas nessa paisagem modificada pelas atividades humanas. Os resultados obtidos fornecem *insights* valiosos para a conservação local da diversidade de abelhas e plantas, considerando a importância das abelhas e seu papel nas redes de interação com as plantas.

Uma das principais conclusões deste estudo é a constatação de que as mudanças nos usos e coberturas do solo não tiveram um impacto claro na riqueza e abundância das espécies de abelhas. No entanto, a composição das espécies de abelhas variou significativamente entre os locais, indicando que fatores locais específicos desempenham um papel fundamental na determinação das comunidades de abelhas. Além disso, espécies exóticas, como a abelha europeia *Apis mellifera*, desempenharam papéis como elementos-chave nas redes de interação abelha-planta. Isso sugere que espécies não nativas podem desempenhar papéis significativos na estruturação dessas redes em áreas urbanas e modificadas pelo homem. No entanto, é necessário avaliar a longo prazo os impactos dessas espécies exóticas nas comunidades de abelhas e plantas nativas, uma vez que elas podem afetar negativamente a biodiversidade local.

Em resumo, este estudo fornece informações valiosas para a conservação das abelhas e das plantas em áreas urbanas e impactadas pelas atividades humanas. Nosso trabalho fornece a lista mais completa de espécies de abelhas que ocorrem na região metropolitana de Belo Horizonte. A partir do uso dessa lista de espécies podem ser criadas políticas públicas que visem a conservação das espécies que ali ocorrem a partir da provisão dos recursos necessários para alimentação e nidificação dessas espécies, por exemplo. Além disso, os resultados deste trabalho demonstram que não há efeito das mudanças de uso e cobertura do solo na riqueza e abundância de espécies e na estruturação das redes de interação entre abelhas e plantas. No entanto, a mudança na composição das espécies entre os locais denota a importância da conectividade entre as áreas verdes urbanas e da disponibilidade de recursos para manter a diversidade local desses insetos. Outro aspecto relevante deste trabalho é a presença de altos índices das métricas de especialização e modularidade das redes de interação o que pode indicar uma fragilidade dessas redes a longo prazo, uma vez que quanto mais especializadas as interações, as espécies são mais vulneráveis à perda das espécies com a qual elas interagem. Desse modo, este trabalho destaca a complexidade das interações ecológicas e a importância de considerar fatores locais, composição de espécies e a presença de espécies exóticas ao planejar

estratégias de conservação e manejo. Além disso, destaca a necessidade de estudos de longo prazo para avaliar os efeitos das mudanças nos usos e coberturas do solo nas comunidades de abelhas e plantas ao longo do tempo.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

CARMO, F. F. DO; JACOBI, C. M. **Diversidade Florística nas Cangas do Quadrilátero Ferrífero**. Belo Horizonte: Código Editora, 2012.

DORR, J. V. N. **Physiographic, Stratigraphic and Structural Development of the Quadrilatero Ferrifero**. Washington: [s.n.].

FERREIRA, P. A. *et al.* Responses of bees to habitat loss in fragmented landscapes of Brazilian Atlantic Rainforest. **Landscape Ecology**, v. 30, n. 10, p. 2067–2078, 10 dez. 2015.

GARCIA, LC.; BARROS, FV.; LEMOS-FILHO, JP. Fructification phenology as an important tool in the recovery of iron mining areas in Minas Gerais, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 69, n. 3, p. 887–893, ago. 2009.

GARIBALDI, L. A. *et al.* Stability of pollination services decreases with isolation from natural areas despite honey bee visits. **Ecology Letters**, v. 14, n. 10, p. 1062–1072, out. 2011.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA ESTATÍSTICA. **Censo Brasileiro de 2022** IBGE, 2022.

ISBELL, F. *et al.* Biodiversity increases the resistance of ecosystem productivity to climate extremes. **Nature**, v. 526, n. 7574, p. 574–577, 14 out. 2015.

OLLERTON, J.; WINFREE, R.; TARRANT, S. How many flowering plants are pollinated by animals? **Oikos**, v. 120, n. 3, p. 321–326, mar. 2011.

OUTHWAITE, C. L.; MCCANN, P.; NEWBOLD, T. Agriculture and climate change are reshaping insect biodiversity worldwide. **Nature**, v. 605, n. 7908, p. 97–102, 5 maio 2022.

PAPANIKOLAOU, A. D. *et al.* Wild bee and floral diversity co-vary in response to the direct and indirect impacts of land use. **Ecosphere**, v. 8, n. 11, p. e02008, nov. 2017.

POTTS, S. G. *et al.* Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 25, n. 6, p. 345–353, jun. 2010.

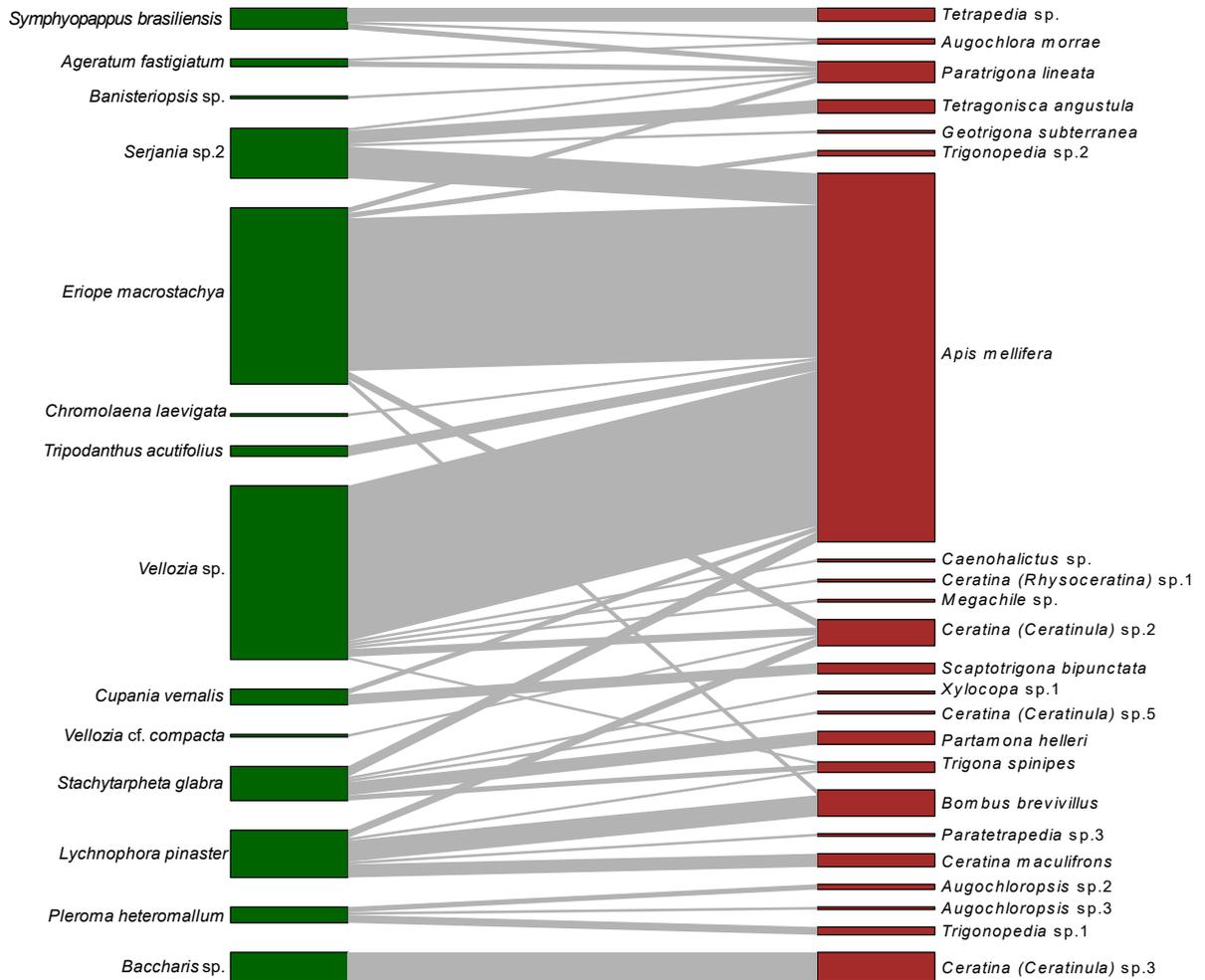
RADER, R. *et al.* The winners and losers of land use intensification: pollinator community disassembly is non-random and alters functional diversity. **Diversity and Distributions**, v. 20, n. 8, p. 908–917, ago. 2014.

SOROYE, P.; NEWBOLD, T.; KERR, J. Climate change contributes to widespread declines among bumble bees across continents. **Science**, v. 367, n. 6478, p. 685–688, 7 fev. 2020.

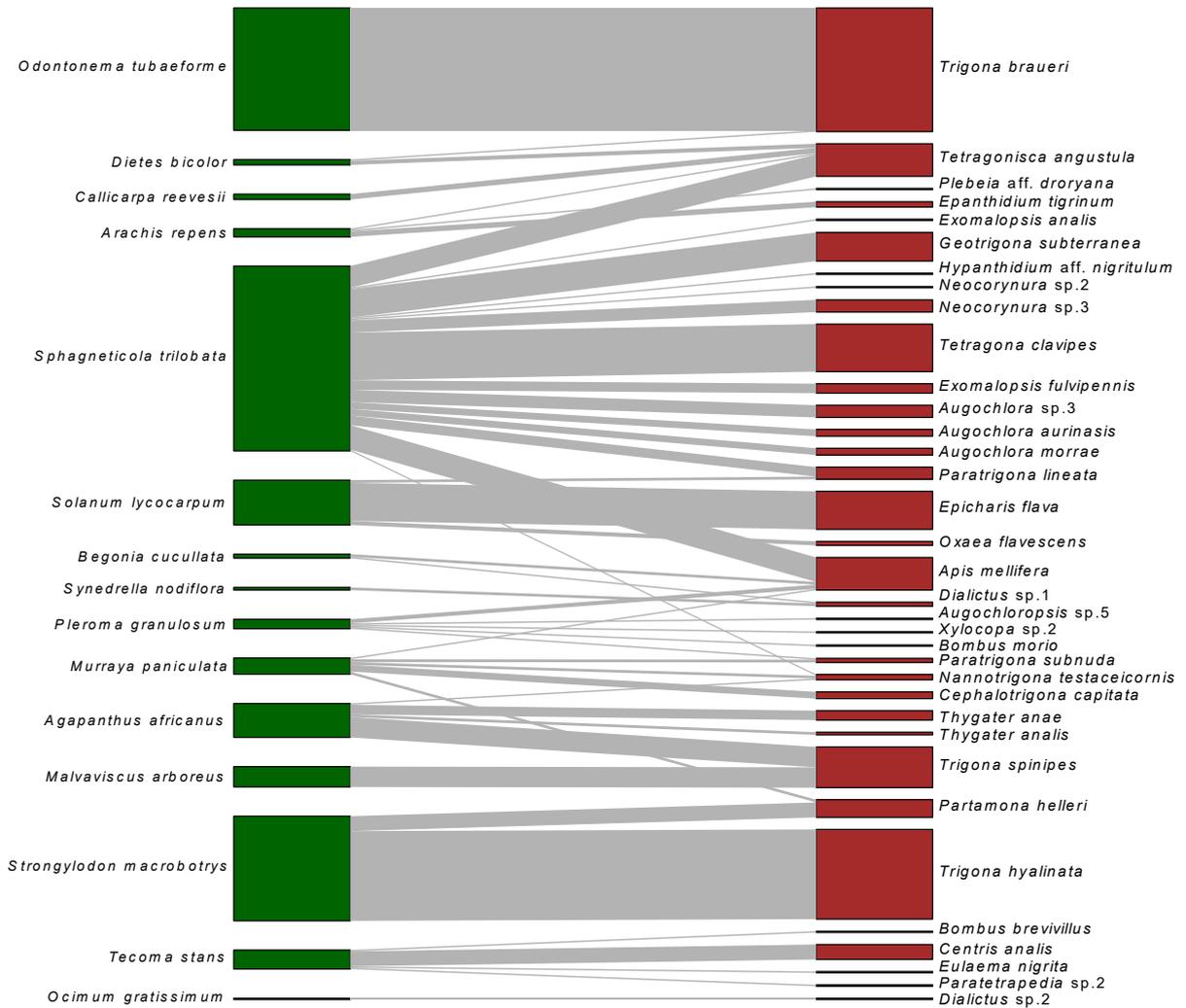
VERSIEUX, L. M.; WENDT, T. Bromeliaceae diversity and conservation in Minas Gerais state, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 16, n. 11, p. 2989–3009, 7 out. 2007.

## MATERIAL SUPLEMENTAR

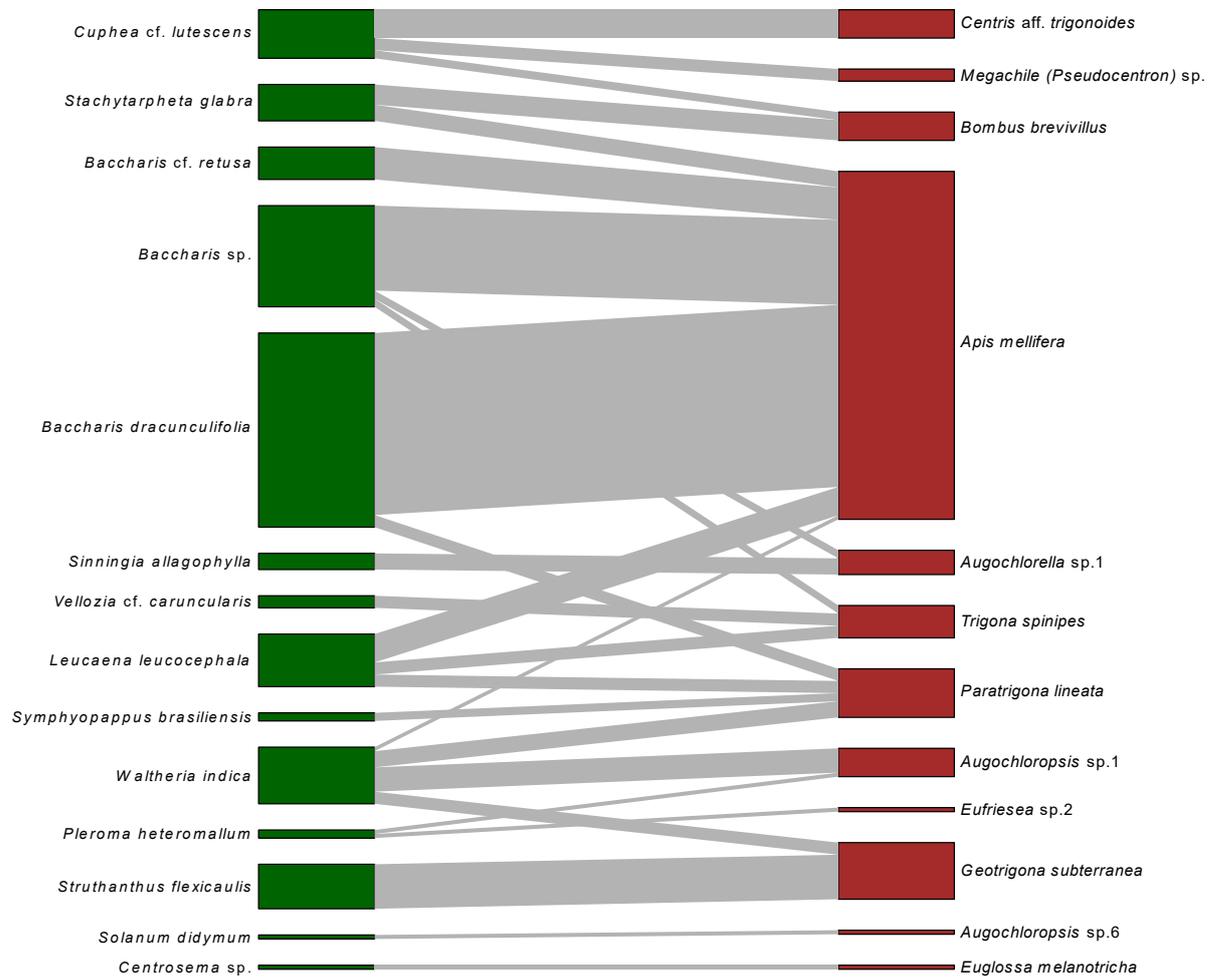
MS 1. Rede de interação abelha-planta ponderada pela frequência das interações do Monumento Natural da Serra da Moeda.



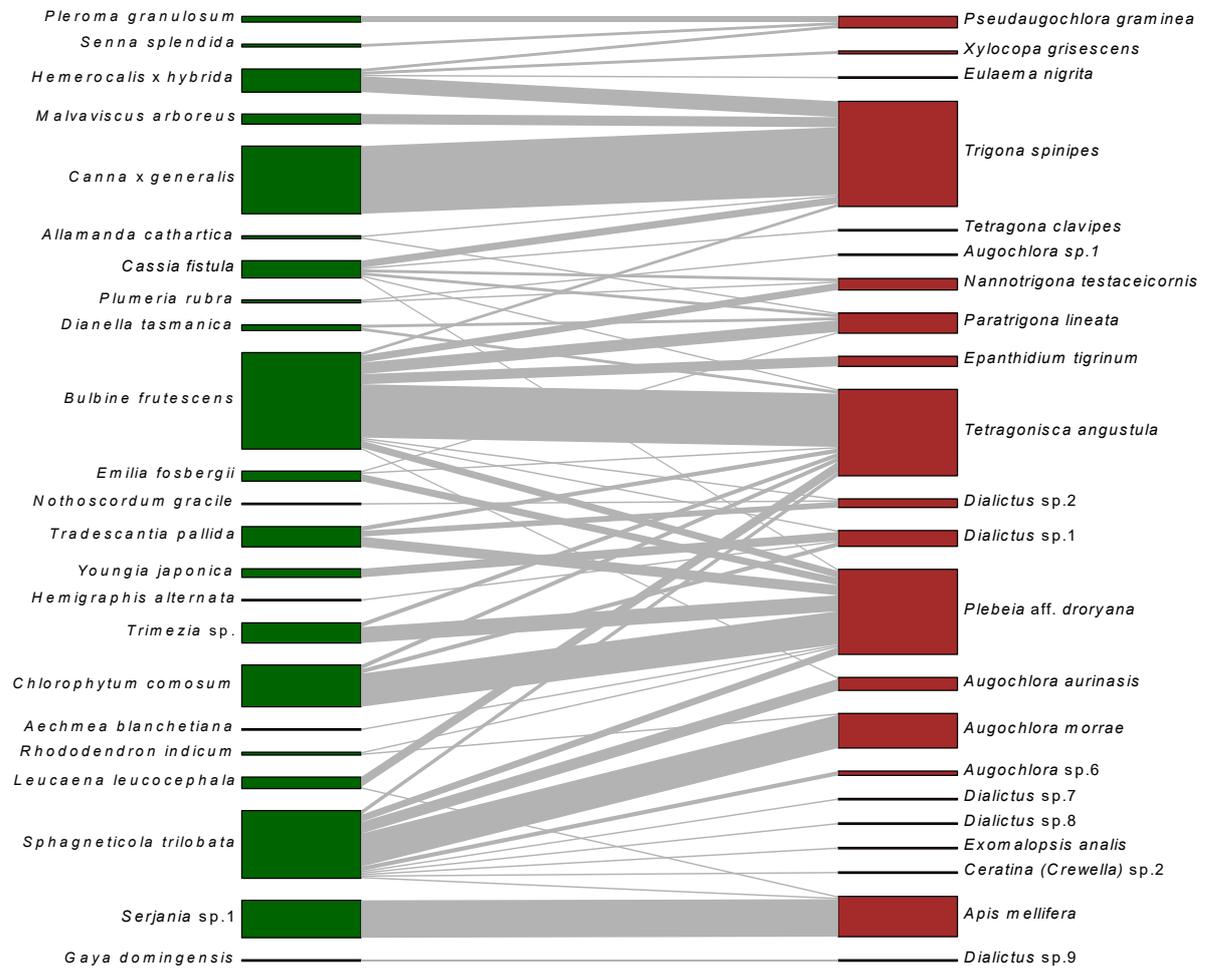
MS 2. Rede de interação abelha-planta ponderada pela frequência das interações do Parque Ecológico Roberto Burle Marx.



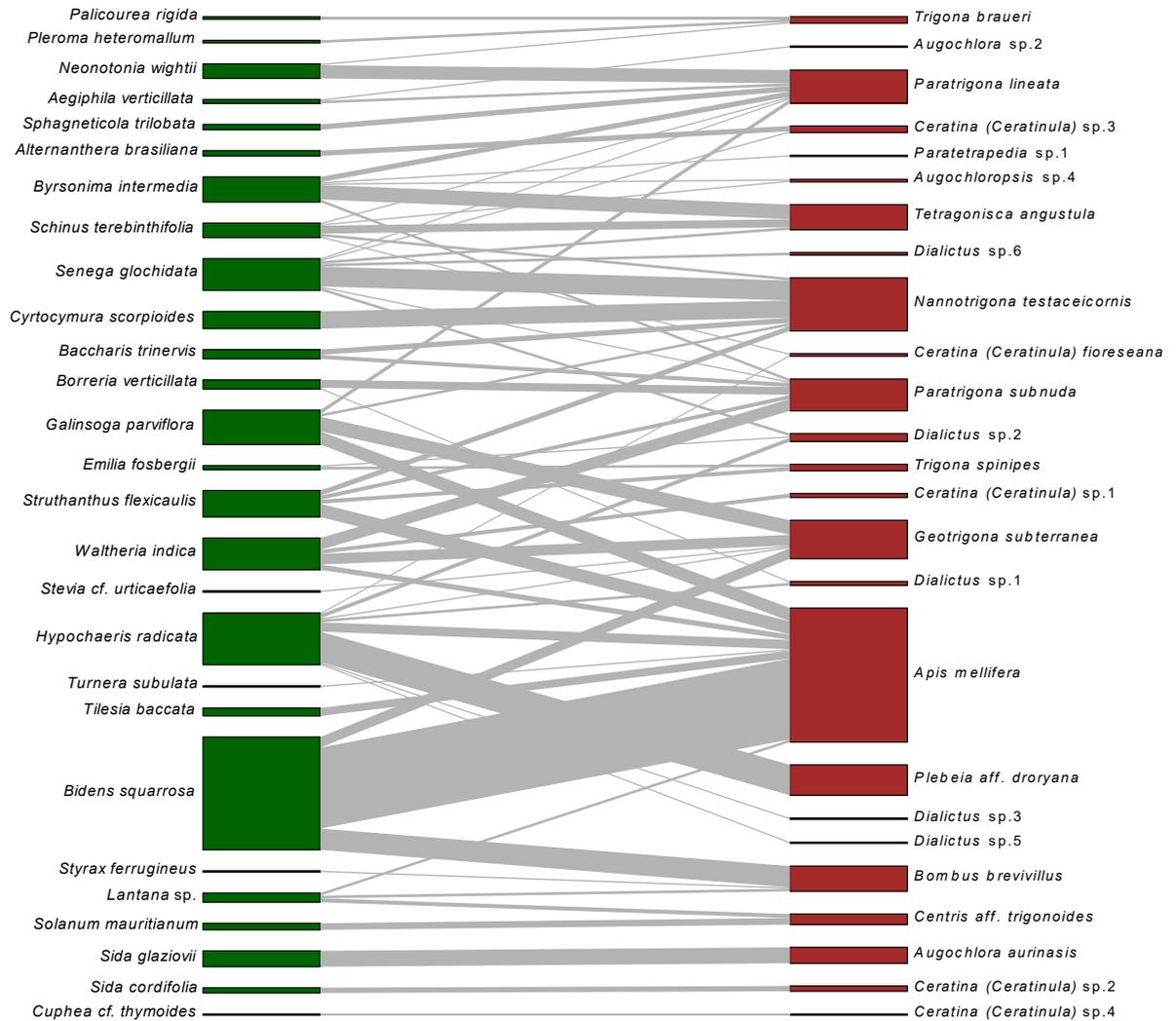
**MS 3.** Rede de interação abelha-planta ponderada pela frequência das interações do Parque Estadual da Serra do Rola Moça



**MS 4.** Rede de interação abelha-planta ponderada pela frequência das interações do Parque Municipal Fazenda Lagoa do Nado.

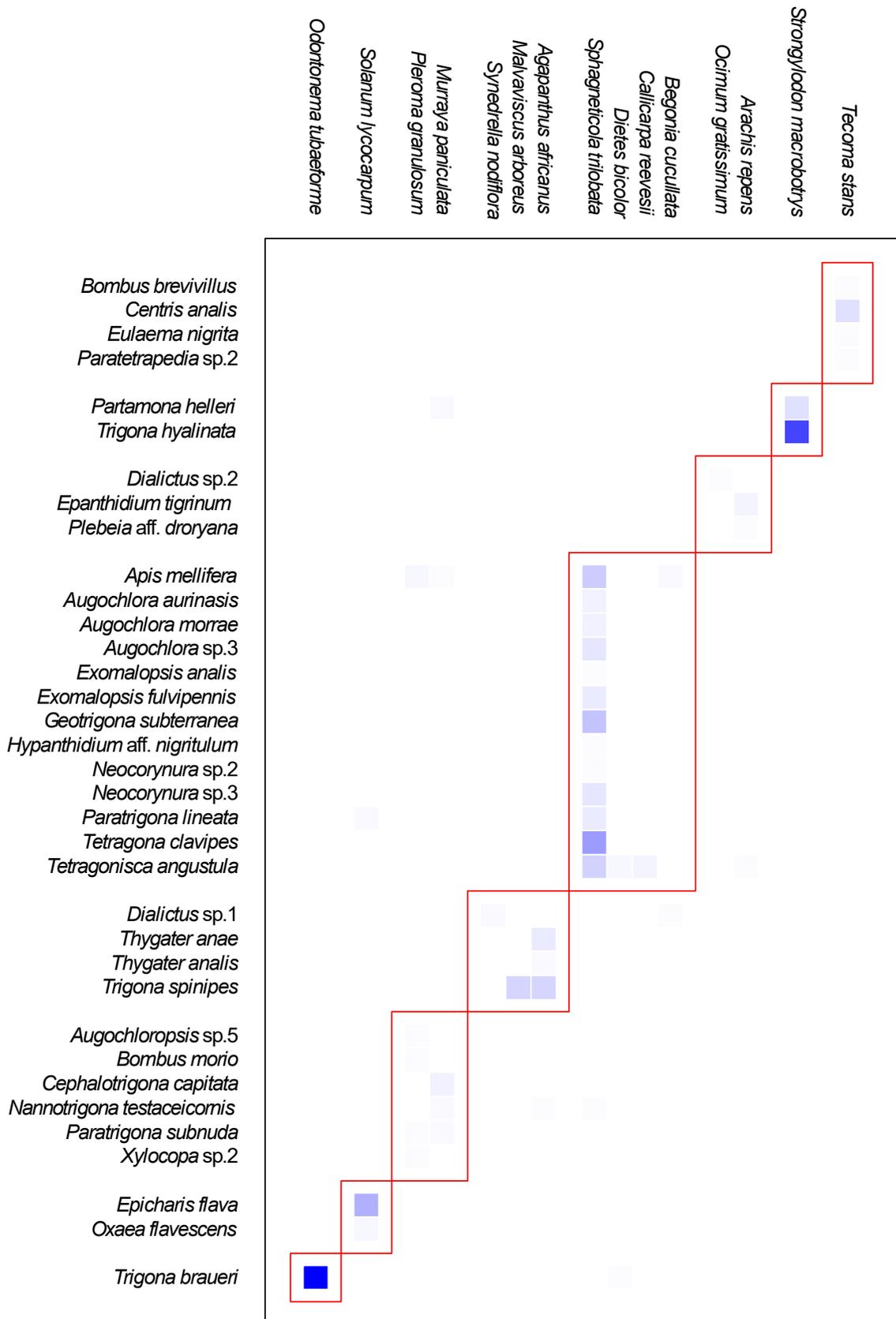


MS 5. Rede de interação abelha-planta ponderada pela frequência das interações do Parque da Serra do Curral.

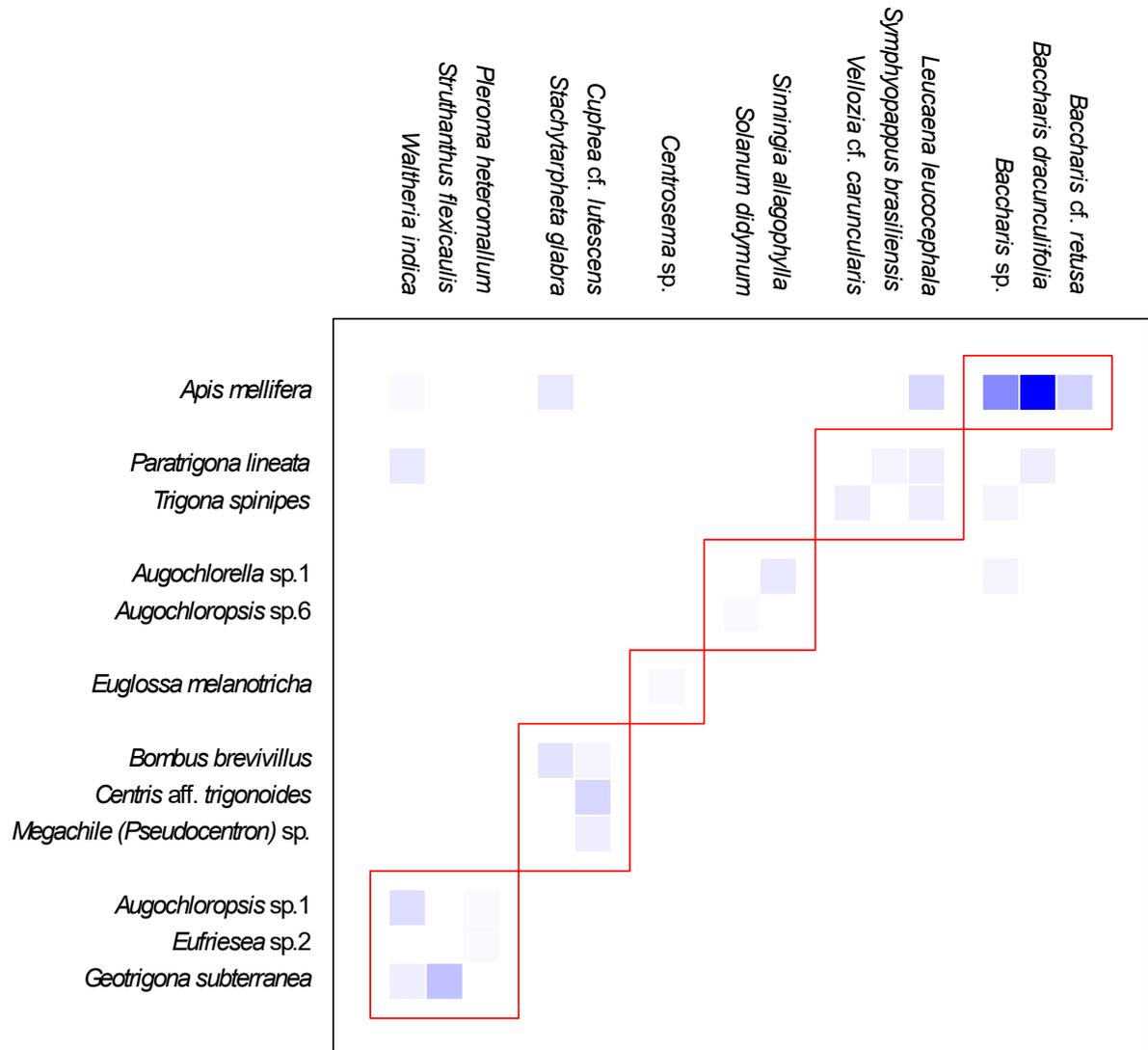




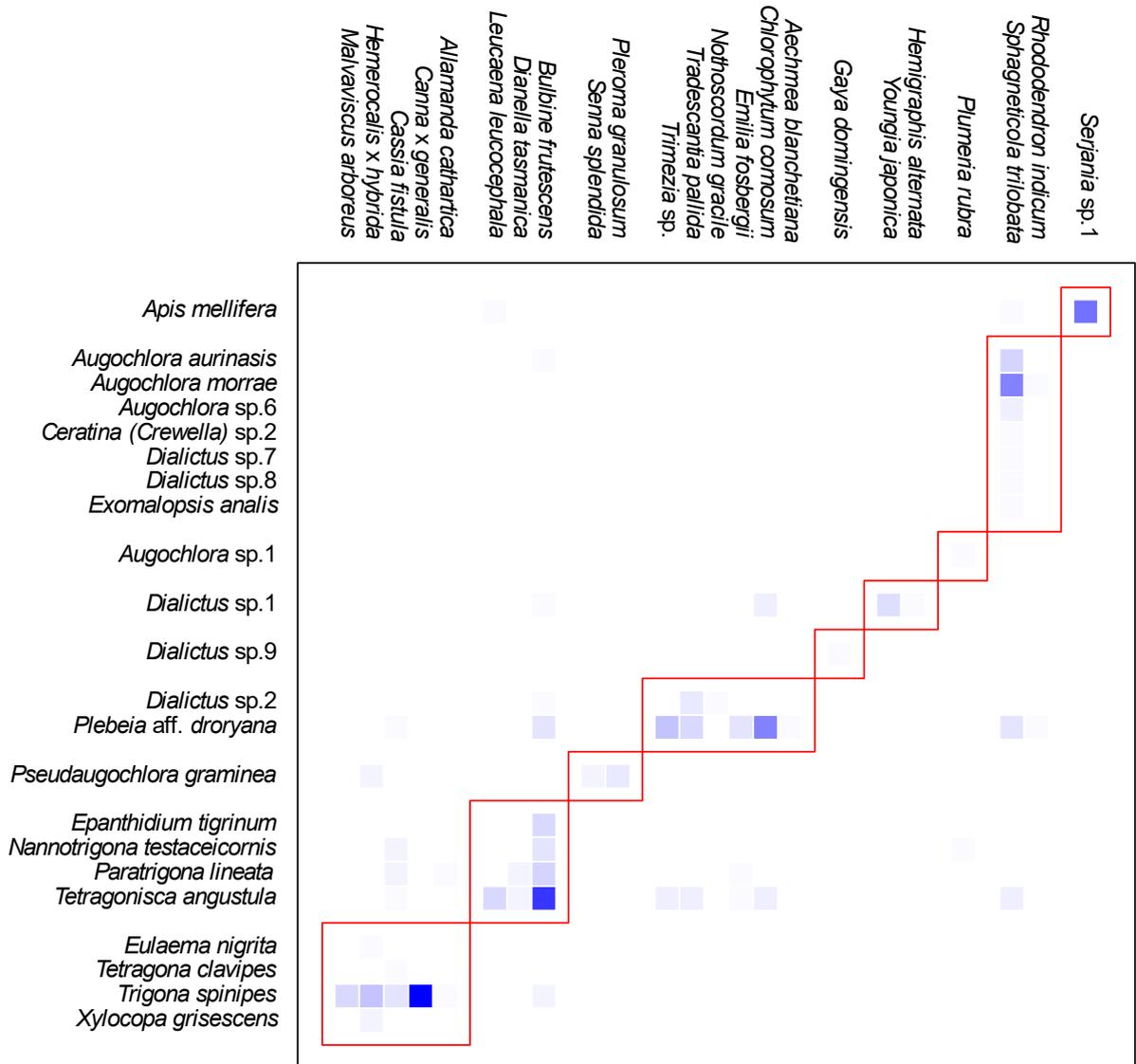
MS 7. Rede modular de interação abelha-planta ponderada pela frequência das interações do Parque Ecológico Roberto Burle Marx.



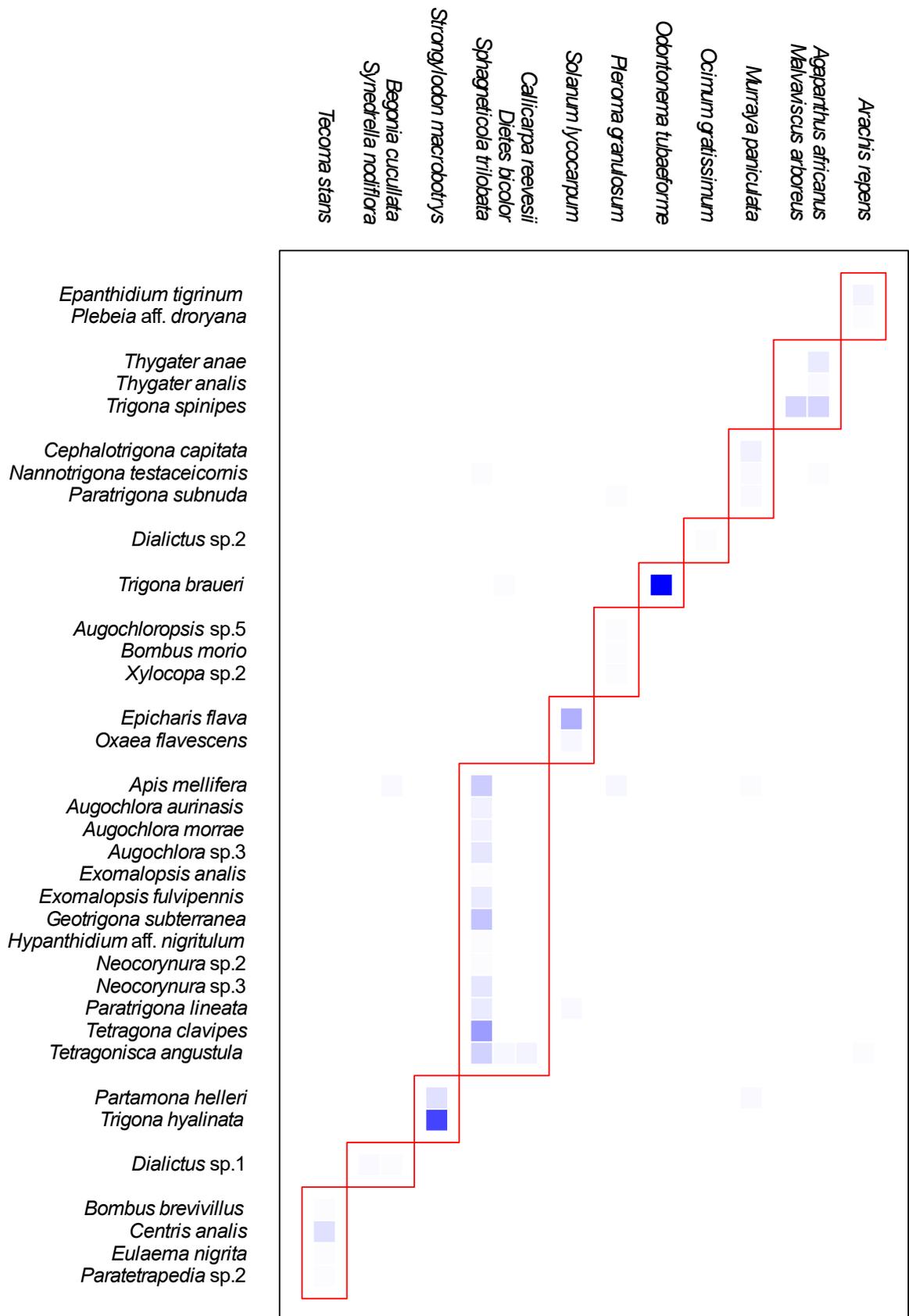
**MS 8.** Rede modular de interação abelha-planta ponderada pela frequência das interações do Parque Estadual da Serra do Rola Moça.



**MS 9.** Rede modular de interação abelha-planta ponderada pela frequência das interações do Parque Municipal Fazenda Lago do Nado.



**MS 10.** Rede modular de interação abelha-planta ponderada pela frequência das interações do Parque da Serra do Curral.



**MS 11.** Gráficos do papel das espécies na estrutura das redes de interação abelha-planta classificadas de acordo com o limiar  $c$  e  $z$  para cada local, conforme a tabela 4. A, C, E, G e I: espécies de abelhas. B, D, F, H e J: espécies de plantas. A e B: Monumento Natural da Serra da Moeda, C e D: Parque Ecológico Roberto Burle Marx, E e F: Parque Estadual da Serra do Rola Moça, G e H: Parque Municipal Fazenda Lagoa do Nado, I e J: Parque da Serra do Curral. Grupo 1: *Partamona helleri*, *Geotrigona subterranea* *Ceratina* (*Ceratinula*) sp.5, *Augochloropsis* sp.3, *Xylocopa* sp.1, *Trigonopedia* sp.1, *Tetragonisca angustula*, *Scaptotrigona bipunctata*, *Augochloropsis* sp.2, *Augochlora morrae*. Grupo 2: *Ceratina* (*Rhysoceratina*) sp.1, *Trigonopedia* sp.2, *Paratetrapedia* sp.3, *Megachile* sp., *Caenohalictus* sp. Grupo 3: *Vellozia* cf. *compacta*, *Tripodanthus acutifolius*, *Chromolaena laevigata*. Grupo 4: *Centris analis*, *Dialictus* sp.2, *Eulaema nigrita*, *Epicharis flava*, *Oxaea flavescens*, *Bombus brevivillus*, *Trigona hyalinata*, *Paratetrapedia* sp.2. Grupo 5: *Augochlora morrae*, *Augochlora aurinasis*, *Augochlora* sp.3, *Augochloropsis* sp.5, *Bombus morio*, *Tetragona clavipes*, *Exomalopsis fulvipennis*, *Hypanthidium* aff. *Nigritulium*, *Geotrigona subterranea*, *Cephalotrigona capitata*, *Neocorynura* sp.3, *Neocorynura* sp.2, *Exomalopsis analis*, *Epanthidium tigrinum*, *Plebeia* aff. *Droryana*, *Xylocopa* sp.2. Grupo 6: *Xylocopa grisescens*, *Tetragona clavipes*, *Eulaema nigrita*. Grupo 7: *Exomalopsis analis*, *Dialictus* sp.8, *Dialictus* sp.7, *Ceratina* (*Crewella*) sp.2, *Augochlora* sp.6. Grupo 8: *Hemigraphis alternata*, *Pleroma granulosum*, *Senna splendida*, *Youngia japonica*. Grupo 9: *Augochlora aurinasis*, *Dialictus* sp.3, *Plebeia* aff. *droryana*, *Dialictus* sp.5, *Ceratina* (*Ceratinula*) sp.4. Grupo 10: *Dialictus* sp.6, *Trigona spinipes*, *Ceratina* (*Ceratinula*) sp.2. Grupo 11: *Solanum mauritianum*, *Cuphea* cf. *thymoides*, *Pleroma heteromallum*, *Palicourea rigida*, *Sida glaziovii*, *Alternanthera brasiliana*. Grupo 12: *Stevia* cf. *urticaefolia*, *Sida cordifolia*, *Turnera subulata*, *Cyrtocymura scorpioides*.

