



UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA
Instituto de Biologia
Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação e Biodiversidade

**REFÚGIOS URBANOS: A INFLUÊNCIA DAS ÁREAS VERDES NA
DIVERSIDADE DE ABELHAS E SEUS RECURSOS FLORAIS**

JORDANA OLIVEIRA BORGES

2024

JORDANA OLIVEIRA BORGES

**REFÚGIOS URBANOS: A INFLUÊNCIA DAS ÁREAS VERDES NA DINÂMICA DE
ABELHAS E SEUS RECURSOS FLORAIS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de
Uberlândia, como parte das exigências para obtenção
do título de Mestre em Ecologia, Biodiversidade e
Conservação.

Orientador: Prof. Dr. Paulo Eugênio Oliveira

Coorientadora: Prof.^a. Dr^a Camila Silveira de Souza

**UBERLÂNDIA
JUNHO – 2024**

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema de Bibliotecas da UFU, MG, Brasil.

B732r
2024

Borges, Jordana Oliveira, 2000-
Refúgios urbanos [recurso eletrônico] : a influência das áreas verdes na dinâmica de abelhas e seus recursos florais/ Jordana Oliveira Borges. - 2024.

Orientador: Paulo Eugênio Oliveira.

Coorientadora: Camila Silveira deSouza.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Uberlândia, Programa de Pós-graduação em Ecologia, Conservação e Biodiversidade.

Modo de acesso: Internet.

Disponível em: <http://doi.org/10.14393/ufu.di.2024.5519>

Inclui bibliografia.

Inclui ilustrações.

I. Ecologia. 2. Abelha. 3. Polinização. 4. Urbanização. I. Oliveira, Paulo Eugênio, 1959-, (Orient.). II. Souza, Camila Silveira de, 1991-, (Coorient.). III. Universidade Federal de Uberlândia. Programa de Pós-graduação em Ecologia, Conservação e Biodiversidade. IV. Título.

CDU: 574



UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA

Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Ecologia,
Conservação e Biodiversidade

Av. Pará, 1720, Bloco 2D, Sala 26 - Bairro Umuarama, Uberlândia-MG, CEP 38405-320
Telefone: (34) 3225-8641 - www.ppgeco.lb.ufu.br - ecologia@umuarama.ufu.br



ATA DE DEFESA - PÓS-GRADUAÇÃO

Programa de Pós-Graduação em:	Ecologia, Conservação e Biodiversidade				
Defesa de:	Dissertação de Mestrado Acadêmico, número 348, PPGECB				
Data:	trinta e um de julho de dois mil e vinte e quatro	Hora de início:	10:00	Hora de encerramento:	12:20
Matrícula do Discente:	12222ECR005				
Nome do Discente:	Jordana Oliveira Borges				
Título do Trabalho:	Refúgios Urbanos: A influência das áreas verdes na dinâmica de abelhas e seus Recursos Florais				
Área de concentração:	Ecologia				
Linha de pesquisa:	Ecologia de populações				
Projeto de Pesquisa de vinculação:	Abelhas do Cerado: estimativas populacionais, estrutura genética, manejo de ninhos e serviços de polinização				

Reuniu-se por videoconferência a Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-graduação em Ecologia, Conservação e Biodiversidade assim composta pelos doutores: Thayane Nogueira Araújo - USP; Solange Cristina Augusto - INBIO/UFU e Paulo Eugênio Alves Macedo de Oliveira - INBIO/UFU, orientador(a) do(a) candidato(a).

Iniciando os trabalhos o(a) presidente da mesa, Dr(a). Paulo Eugênio Alves Macedo de Oliveira, apresentou a Comissão Examinadora e o(a) candidato(a), agradeceu a presença do público e concedeu ao(à) Discente a palavra para a exposição do seu trabalho. A duração da apresentação do(a) Discente e o tempo de arguição e resposta foram conforme as normas do Programa.

A seguir o(a) senhor(a) presidente concedeu a palavra, pela ordem sucessivamente, aos(às) examinadores(as), que passaram a arguir o(a) candidato(a). Ultimada a arguição, que se desenvolveu dentro dos termos regimentais, a Banca, em sessão secreta, atribuiu o resultado final, considerando o(a) candidato(a):

Aprovado.

Esta defesa faz parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre.

O competente diploma será expedido após cumprimento dos demais requisitos, conforme as normas do Programa, a legislação pertinente e a regulamentação interna da UFU.

Nada mais havendo a tratar foram encerrados os trabalhos. Foi lavrada a presente ata que após lida e achada conforme foi assinada pela Banca Examinadora.



Documento assinado eletronicamente por **Paulo Eugênio Alves Macedo de Oliveira, Professor(a) do Magistério Superior**, em 02/08/2024, às 11:31, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Thayane Nogueira Araújo, Usuário Externo**, em 09/08/2024, às 09:22, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Solange Cristina Augusto, Professor(a) do Magistério Superior**, em 14/08/2024, às 15:51, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://www.sei.ufu.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **5522403** e o código CRC **446836E5**.

“Não importa o quão poderoso você se torne, nunca tente fazer tudo sozinho, caso contrário, irá falhar”

(Masashi Kishimoto)

AGRADECIMENTOS

Gostaria de aproveitar este espaço para expressar minha profunda gratidão a todos que me ajudaram ao longo desta jornada. Mesmo os auxílios mais simples foram fundamentais para que eu pudesse realizar essa conquista. A concretização deste trabalho só foi possível graças à contribuição de diversas pessoas e instituições, às quais deixo meu sincero agradecimento. Agradeço à Universidade Federal de Uberlândia (UFU), ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Biodiversidade, por viabilizarem a realização do meu mestrado e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) por conceder-me uma bolsa durante este período.

Ao meu orientador, Paulo Eugênio Oliveira, e à minha coorientadora, Camila Souza, por me fornecerem todo o apoio necessário de maneira gentil. Eles me possibilitaram vivenciar a vida acadêmica de forma leve e com muitos aprendizados, não apenas científicos, mas também pessoais. Aos meus colegas do Laboratório de Morfologia, Microscopia e Imagem (LAMOVI), pelo apoio e companhia durante este período. Em especial, agradeço a Rafaela, Bárbara e Jéssyca pela ajuda no laboratório, ao Nathan por me ajudar na coleta do Caça e Pesca e a Marcelo Monge por me auxiliar na identificação das plantas.

Aos integrantes do Laboratório de Ecologia e Comportamento de Abelhas (LECA), expresso minha gratidão pelo apoio nas coletas. Em especial, agradeço a Léo Correia, por me auxiliar na identificação das abelhas e plantas e pela colaboração ativa no meu trabalho, a Thayane Araujo, pelas dicas de como realizar a amostragem polínica das abelhas e a Ana Luiza, por me ajudar nas técnicas de coleta e por me dar dicas para a construção da coleção entomológica. Ao professor Vinícius Brito e todos os integrantes do NERP, pelos ensinamentos, pela amizade e pelas oportunidades. Agradeço também à Rede de Laboratórios Multiusuários (RELAM) pela disponibilização do scanner de lâminas Scanscope AT. Em especial, expresso minha gratidão a Meliza, Mariani e Josi pela prestatividade e ajuda no uso do equipamento.

Neste momento, quero agradecer as pessoas mais importantes da minha vida. Primeiramente, agradeço a Deus por me abençoar, por me proteger em momentos difíceis e por me dar força quando mais precisei. Aos meus pais Érica e José, minha irmã Cecília, as minhas avós Nilda e Marilene, ao meu avô Abílio, que infelizmente nos deixou em 2023, mas que sempre me apoiou e expressou o seu orgulho e as minhas tias Diana e Marla por todo apoio. Sem vocês eu não seria nada. Agradeço ao meu companheiro Emanuel, por me apoiar em todas as decisões, por todo o suporte, pelos ensinamentos e por me ajudar em algumas coletas e nas análises do meu segundo capítulo. Agradeço à minha amiga Nataly, que esteve comigo desde a graduação e me motivou a me inscrever no programa de mestrado. Me ofereceu suporte durante esses dois anos e ajudou em praticamente todas as coletas de abelhas realizadas durante o mestrado. Ao meu amigo Ramon por toda a amizade, o suporte e dicas no meu trabalho. Ao meu amigo Alexandre, que tive o prazer de conhecer durante o mestrado, agradeço pela amizade, pelos ensinamentos, pelo apoio em praticamente todas as coletas. Não tenho palavras para expressar toda a minha gratidão, às pessoas citadas mas espero um dia poder retribuir.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Representação da cidade de Uberlândia, localizada no estado de Minas Gerais, Brasil.

Figura 2 - Mapa de Minas Gerais, no qual está contido o mapa de Uberlândia. Os pontos em amarelo indicam as áreas (A - J e os plots) analisadas na pesquisa.

Figura 3 - Rede de interações entre as abelhas e os tratamentos (urbano e natural). Os círculos representam as espécies de abelhas, enquanto os quadrados e triângulos representam áreas naturais e urbanas, respectivamente. As linhas cinzas mostram as interações entre as abelhas e as áreas ou entre as áreas diretamente. Os conjuntos de nós com a mesma cor, etiquetados como M1 a M6, são os módulos dentro da rede, indicando agrupamentos de interações estreitamente relacionadas.

Figura 4 - Riqueza de espécies de abelhas em áreas naturais e urbanas. Pontos vermelhos escuro representam a média predita pelo modelo, barras de erro são o intervalo de confiança de 95%. Pontos vermelho claro consistem nos dados brutos.

Figura 5 - Relação entre Conectividade Intermodular e Intramodular das abelhas amostradas em Ambientes Naturais e Urbanos

Figura 6 - Compilação de quatro métricas chaves da análise de rede - grau (k), centralidade de intermediação, centralidade de proximidade e especialização (d').

Figura 7 - Gráfico de Comparação da diversidade Beta de Abelhas em Ambientes Naturais e Urbanos.

Figura 8 - Curvas de Acumulação de Espécies para Avaliação da Diversidade em Ecossistemas.

Figura 9 - Representação dos buffers criados em torno de cada ponto de amostragem, enumerados de A a J. Os polígonos ilustram as áreas verdes e urbanas dentro dos buffers, com as áreas verdes representadas pela cor verde e as áreas urbanas pela cor azul

Capítulo 2

Figura 1: A escala de cores varia de azul (menores quantidades) a vermelho (maiores quantidades), destacando como a urbanização afeta a disponibilidade de pólen para diferentes espécies.

Figura 2: Distribuição de morfotipos de pólen em áreas naturais (verde) e urbanas (laranja).

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Locais de amostragem organizados com colunas que incluem o ID, um identificador único para área; PLOT, que especifica o plot dentro de cada área, sendo que cada área tem quatro plots; ÁREA, que identifica o nome do local e COORDENADA, que fornece as coordenadas geográficas de cada plot. As linhas da tabela representam cada plot dentro das áreas de amostragem, divididas entre naturais (A, B, C, F, J) e urbanas (D, E, G, H, I).

Tabela 2 - Espécies de abelhas encontradas exclusivamente em áreas naturais e urbanas.

Tabela 3 - Área (km²) e proporção de áreas urbanas sobre áreas verdes nos pontos de amostragem de A a J. Os dados apresentam a extensão quantificada de espaços urbanos e verdes, permitindo análises comparativas da influência urbana nos ecossistemas locais.

RESUMO

As cidades apresentam tanto desafios quanto soluções para a sustentabilidade em um mundo cada vez mais urbanizado. A urbanização resulta na homogeneização biótica devido a mudanças de temperatura, redução da cobertura vegetal e problemas na qualidade do ar e da água, o que reduz os serviços ecossistêmicos, como a polinização realizada por abelhas. No entanto, áreas verdes urbanas bem planejadas podem mitigar esses efeitos negativos, atuando como refúgios para abelhas e influenciando a diversidade de polinizadores e o pólen que carregam. Este estudo tem como objetivos principais compreender se as áreas verdes urbanas servem como refúgios para abelhas e como a urbanização influencia a diversidade de abelhas e do pólen carregado por elas, além de comparar a presença e atividade de abelhas em áreas verdes urbanas e naturais utilizando métodos de coleta e análises estatísticas e de redes. Os dados foram coletados em áreas verdes urbanas e ambientes naturais no município de Uberlândia-MG, comparando a riqueza de espécies de abelhas e a diversidade de morfotipos de pólen. A dissertação está estruturada em dois capítulos. O primeiro capítulo estuda as interações das abelhas com as áreas verdes amostradas, explorando a disposição dessas áreas e sua influência na atividade e presença dos polinizadores. Este capítulo revela que a proximidade e o tamanho das áreas verdes são fatores críticos que afetam positivamente a atividade das abelhas. O segundo capítulo foca na amostragem polínica, examinando os grãos de pólen coletados de cada abelha para identificar diferenças na quantidade de morfotipos de pólen carregados em áreas naturais e urbanas. Os resultados indicam que, em áreas urbanas, a diversidade de morfotipos de pólen é influenciada pela variedade de plantas ornamentais presentes, proporcionando uma rica fonte de recursos para as abelhas. Este estudo demonstra que, apesar dos desafios impostos pela urbanização, áreas verdes urbanas bem planejadas podem desempenhar um papel importante na conservação da biodiversidade. Os dados coletados mostram que essas áreas não apenas suportam uma rica diversidade de abelhas, mas também aumentam a diversidade de pólen coletado, sugerindo que tais áreas podem compensar parcialmente a perda de habitats naturais e manter os serviços de polinização essenciais para a sustentabilidade urbana.

Palavras-chave: Áreas verdes urbanas; Diversidade de espécies; Conectividade de habitats; Urbanização; Recursos sazonais.

ABSTRACT

Cities present both challenges and solutions for sustainability in an increasingly urbanized world. Urbanization results in biotic homogenization due to temperature changes, reduced vegetation cover, and problems with air and water quality, which reduce ecosystem services, such as pollination performed by bees. However, well-planned urban green areas can mitigate these negative effects by acting as refuges for bees and influencing the diversity of pollinators and the pollen they carry. This study's main objectives are to understand whether urban green areas serve as refuges for bees and how urbanization influences the diversity of bees and the pollen they carry, in addition to comparing the presence and activity of bees in urban and natural green areas using collection methods and statistical and network analyses. Data were collected in urban green areas and natural environments in the municipality of Uberlândia-MG, comparing the species richness of bees and the diversity of pollen morphotypes. The dissertation is structured into two chapters. The first chapter studies the interactions of bees with the sampled green areas, exploring the arrangement of these areas and their influence on pollinator activity and presence. This chapter reveals that the proximity and size of green areas are critical factors that positively affect bee activity. The second chapter focuses on pollen sampling, examining the pollen grains collected from each bee to identify differences in the amount of pollen morphotypes carried in natural and urban areas. The results indicate that in urban areas, the diversity of pollen morphotypes is influenced by the variety of ornamental plants present, providing a rich resource base for bees. This study demonstrates that despite the challenges posed by urbanization, well-planned urban green areas can play an important role in biodiversity conservation. The collected data show that these areas not only support a rich diversity of bees but also increase the diversity of collected pollen, suggesting that such areas can partially compensate for the loss of natural habitats and maintain essential pollination services for urban sustainability.

Keywords: Urban green areas; Species diversity; Habitat connectivity; Urbanization; Seasonal resources.

ÍNDICE

RESUMO	12
ABSTRACT	13
INTRODUÇÃO GERAL	16
CAPÍTULO 1: ÁREAS VERDES URBANAS COMO REFÚGIO DE ABELHAS: ANÁLISE COMPARATIVA ENTRE ECOSSISTEMAS NATURAIS E ÁREAS VERDES URBANAS.	21
RESUMO	21
ABSTRACT	22
1 INTRODUÇÃO	23
2 METODOLOGIA	26
2.1 ÁREA DE ESTUDO	26
2.2 DELINEAMENTO AMOSTRAL.....	28
2.3 AMOSTRAGEM DE ABELHAS	30
2.4 ANÁLISE DE REDES E ESTÁTÍSTICA	31
2.5 DESCRIÇÃO DAS VARIÁVEIS PAISAGÍSTICAS	33
3. RESULTADOS.....	34
3. 1 DIVERSIDADE DE ABELHAS AMOSTRADAS	34
3.2 REDES DE INTERAÇÕES ABELHAS – ÁREAS.....	38
3.3 CARACTERIZAÇÃO DAS VARIÁVEIS PAISAGÍSTICAS	42
4 DISCUSSÃO.....	45
5 CONCLUSÃO.....	54
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	56
CAPÍTULO 2: DIFERENÇAS NA QUANTIDADE DE TIPOS POLÍNICOS CARREGADOS POR ABELHAS EM ÁREAS NATURAIS E URBANAS.	63
RESUMO	63
ABSTRACT	64
1 INTRODUÇÃO	65
2 METODOLOGIA	68
2.1.1 ÁREA DE ESTUDO	68
2.1.2 COLETA DE ABELHAS	69
2.1.3 AMOSTRAGEM POLÍNICA	69
2.1.4 VISUALIZAÇÃO E SEPARAÇÃO DOS TIPOS POLÍNICOS	70
2.1.5 ANÁLISE ESTATÍSTICA	71
3 RESULTADOS.....	72
4 DISCUSSÃO.....	74

CONCLUSÃO	76
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	78
CONCLUSÃO GERAL	81

INTRODUÇÃO GERAL

A urbanização tem um impacto significativo na diversidade biológica. O desenvolvimento das cidades leva à fragmentação de áreas de vegetação natural, introdução de espécies exóticas e mudança climática regional, esses fatores afetam direta e indiretamente os processos ecossistêmicos (Harrison; Winfree, 2015). O crescimento urbano colabora para a redução da biodiversidade e homogeneização biótica, por meio de mudanças na hidrologia, geomorfologia, clima, vegetação, e qualidade do ar e da água (Mckinney; Lockwood, 1999; Gupta, 2002). À medida que esses ambientes ampliam suas áreas impermeáveis, ocorre a diminuição de áreas verdes nativas (Fortel et al., 2014). Esses fatores acabam reduzindo os serviços ecossistêmicos, entre eles a polinização realizada por abelhas (Harrison; Winfree, 2015; Fortel et al., 2014). Contudo, ao adotar práticas de planejamento urbano que valorizam e incorporam a biodiversidade local, é possível atenuar os efeitos prejudiciais da urbanização.

A discussão sobre a preservação das interações entre plantas e polinizadores em áreas urbanas tem ganhado destaque nos últimos anos. É amplamente reconhecido que o ambiente urbano contribui significativamente para a homogeneização dos habitats, no entanto, as causas precisas desse fenômeno ainda não foram completamente elucidadas. Supõe-se que essa uniformidade esteja relacionada às dinâmicas de movimentação e às características dos habitats, uma vez que os ambientes antropogênicos tendem a criar estruturas ecológicas semelhantes em escalas regional e global, mesmo quando localizados em áreas biogeograficamente distintas (Mckinney, 2006; Lemoine-Rodríguez et al., 2020; Kühn & Klotz, 2006).

Contudo, trabalhos recentes mostram que áreas verdes urbanas podem contribuir com o aumento da riqueza de espécies de plantas e abelhas (Theodorou et al., 2020; Banaszak-Cibicka; Żmihorski, 2012; Banaszak-Cibicka et al., 2018; Wenzel, 2020; Wilson; Jamieson, 2019). A conservação de áreas verdes nas cidades auxilia na manutenção da biodiversidade, de maneira

a transformar o ambiente urbano, muitas vezes hostil, em um espaço mais acolhedor para diversas espécies. Essa abordagem também pode garantir a continuidade dos serviços ambientais, como a polinização realizada pelas abelhas, que contribuem para a sustentabilidade urbana. No entanto, algumas nações tropicais ricas em biodiversidade, como o Brasil, não são incluídas em uma parte significativa desses estudos, mesmo havendo uma alta diversidade de espécies de plantas que sustentam polinizadores nativos em áreas urbanizadas, apesar da elevada representatividade de alguns biomas e tipologias específicas nas amostras estudadas (Nascimento et al., 2020).

Grande parte das plantas presentes em cidades são exóticas, sendo assim, podem apresentar características morfológicas mais atrativas e períodos de floração diferentes, quando comparados as nativas (Staab; Pereira-Peixoto; Klein, 2020; Cariveau; Norton, 2009). Ainda, as plantas não nativas possuem a capacidade de modificar a fenologia da floração das populações vegetais nos ambientes urbanos, de maneira a alterar a disponibilidade sazonal de recursos de forrageamento dos polinizadores. Esse pode ser um motivo para o enriquecimento de himenópteros polinizadores em áreas urbanas (Harrison; Winfree, 2015). Nesse contexto, as áreas verdes urbanas não são capazes de compensar uma região de vegetação natural, entretanto, podem contribuir para a diversidade em ambientes urbanos, funcionando como refúgios alternativos, ao fornecerem recursos alimentares, locais para nidificação, zonas de descanso durante a migração e condições com menores taxas de pesticidas (Daniels et al., 2020; Silva et al., 2023).

A partir disso, compreende-se que características do ambiente urbano exercem uma influência significativa sobre a presença, a densidade populacional e a distribuição geográfica dos polinizadores. Entretanto, espaços verdes urbanos adequadamente administrados podem funcionar como refúgios para esses organismos, propondo-lhes uma abundância de recursos para alimentação e nidificação (Cariveau; Winfree, 2015; Wilson; Jamieson, 2019; Banaszak-

Cibicka; Źmihorski, 2020; Theodorou et al., 2020). As abelhas, em particular, representam o grupo mais variado e recorrentemente identificado nestas áreas verdes urbanas. Isso indica que, os desafios relacionados à urbanização, como a redução de habitats naturais, a fragmentação de ecossistemas e a contaminação ambiental, podem ser superados a partir de espaços verdes urbanos bem estruturados, que mantêm a capacidade de sustentar habitats viáveis para estes polinizadores, proporcionando-lhes recursos para alimentação e reprodução (Silva et al., 2023).

As abelhas são polinizadoras eficientes, responsáveis pela dispersão de pólen entre as plantas, possibilitando a reprodução destes organismos vegetais. Além disso, elas também fornecem recursos para outros organismos com sua produção de mel e cera. Estima-se que 35% das espécies de abelhas contribuem diretamente para a agricultura mundial (Michener, 2000). A heterogeneidade de populações de abelhas está relacionada com a diversidade e abundância de plantas (Nelson; Frost; Nielsen, 2021). A abundância local de flores coespecíficas, o tamanho do habitat e a heterogeneidade do ambiente no nível da paisagem impactam profundamente os serviços de polinização realizados por abelhas (Theodorou et al., 2020). Diferentes fontes de néctar fornecem uma ampla gama de nichos para distintos grupos funcionais que visitam os jardins (Kremen et al., 2007). Estas fontes incluem: flores, frutos e outros alimentos ricos em açúcares. Os locais onde essas espécies podem construir seus ninhos são variados, muitas espécies escavam túneis no solo ou usam grandes cavidades na árvore ou rochas para construir seus ninhos. Outras vezes, as espécies utilizam pequenas tocas abandonadas por insetos, troncos mortos e caules para construir seus ninhos, poupando tempo na busca por um local adequado para reproduzir-se (Kremen et al., 2007).

As abelhas apresentam uma diversidade de características fisiológicas e comportamentais, a permanência dessas em ambientes antropizados varia em cada fragmento urbano de acordo com os atributos de espécies distintas. Contudo, um fator de grande importância é a conectividade dessas áreas verdes urbanas. Os corredores ecológicos funcionam

como pontos de passagem ou refúgios entre extensões maiores de habitat em cidades, funcionando como um elemento facilitador dessa interconexão. Tais estruturas proporcionam uma conectividade estrutural em paisagens fragmentadas, viabilizando, assim, a mobilidade das populações ao longo da paisagem (Lynch, 2019).

O estudo dos impactos da antropização de áreas naturais e fauna nativa é um tema importante para a preservação do meio ambiente. Portanto, ambientes urbanizados oferecem uma plataforma ideal para entender melhor essa relação. Além disso, os estudos realizados nos centros urbanos têm sido fundamentais na compreensão do modo com que as espécies reagem a alterações no habitat através de sucessivos processos adaptativos e evolutivos (Harrison; Winfree, 2015). Dessa forma, o objetivo desse trabalho é compreender se as áreas verdes urbanas servem como refúgio para as abelhas e como a urbanização influencia na diversidade de abelhas e do pólen carregado por esses indivíduos. Para isso, realizamos a coleta de dados em áreas verdes urbanas e em ambientes naturais, a fim de comparar os dois ambientes.

A presente dissertação é dividida em dois capítulos, cada um focando em aspectos distintos das interações entre abelhas e ambientes urbanos e naturais. O capítulo 1 dedica-se ao estudo das interações das abelhas com as áreas amostradas, explorando como as áreas verdes estão dispostas e como influenciam a atividade e a presença desses polinizadores nos diferentes ambientes. A análise começa com uma descrição da área de estudo, focando no município de Uberlândia-MG. Serão detalhados os métodos de delineamento amostral e coleta de abelhas, incluindo a seleção dos locais de coleta e a metodologia empregada para capturar e preservar os espécimes. Além disso, o capítulo abordará análises estatísticas para comparar a riqueza de abelhas entre áreas naturais e urbanizadas, utilizando técnicas como Modelos Lineares Generalizados Mistos (GLMM) e métricas de redes de interações ecológicas para visualizar e analisar as relações entre as abelhas e os diferentes tipos de habitats.

O capítulo 2 focará na amostragem polínica, examinando os grãos de pólen coletados de cada abelha para identificar diferenças nos morfotipos de pólen carregados por abelhas em áreas naturais e urbanas. Este capítulo detalhará a técnica utilizada para a extração dos grãos de pólen e a subsequente análise desses grãos. Utilizando um scanner de alta resolução (Scanscope AT), as lâminas preparadas foram analisadas para a identificação e classificação dos morfotipos polínicos. Além disso, serão discutidas as implicações dessas diferenças polínicas, com o objetivo de compreender mais profundamente as adaptações das abelhas a ambientes urbanos em comparação com áreas naturais.

CAPÍTULO 1: ÁREAS VERDES URBANAS COMO REFÚGIO DE ABELHAS: ANÁLISE COMPARATIVA ENTRE ECOSISTEMAS NATURAIS E ÁREAS VERDES URBANAS.

RESUMO

O ambiente urbano é caracterizado por apresentar paisagens dinâmicas e distintas, que vão desde áreas altamente impermeáveis com temperaturas elevadas até espaços verdes urbanos que conseguem sustentar uma biodiversidade significativa. As cidades podem levar à homogeneização biótica, tornando ecossistemas urbanos em diferentes locais mais semelhantes entre si devido à presença de espécies não nativas comuns. No entanto, esses ecossistemas oferecem novas oportunidades para a conservação da biodiversidade, funcionando como habitats para espécies raras e contribuindo para os serviços ecossistêmicos. Dessa forma, os objetivos do trabalho foram avaliar a estrutura da rede de interações área-abelha, verificar como varia a substituição de espécies de abelhas (turnover) entre áreas urbanas e naturais e identificar espécies de abelhas importantes na rede que conectam diferentes áreas urbanas e naturais através de sua ocorrência. A pesquisa foi conduzida em dez locais em Uberlândia, Minas Gerais, sendo cinco áreas de cerrado stricto sensu e cinco áreas verdes urbanas, sendo essas divididas em quatro subáreas. As abelhas foram coletadas com redes entomológicas e identificadas até o nível de espécie. Utilizamos análises de GLMM, redes de interação e diversidade beta para comparar as comunidades de abelhas em diferentes habitats. As variáveis paisagísticas foram avaliadas utilizando QGIS para determinar a proporção de áreas impermeáveis e verdes. Foram coletados 548 indivíduos, distribuídos em 69 espécies e quatro famílias (Apidae, Halictidae, Megachilidae e Colletidae). Análises de rede indicaram que áreas naturais e urbanas formam módulos distintos, com abelhas generalistas conectando diferentes habitats. Não houve diferença significativa na riqueza de espécies entre ambientes urbanos e naturais. No entanto, a centralidade de proximidade foi maior em áreas urbanas, sugerindo uma maior conectividade floral. A diversidade beta foi maior em áreas naturais, indicando uma menor homogeneização. As áreas urbanas, embora abrigando uma menor diversidade específica, oferecem recursos contínuos que favorecem abelhas generalistas, promovendo a flexibilidade ecológica. Em contraste, áreas naturais são necessárias para a conservação de espécies especializadas, que dependem de plantas nativas. Ademais, a conectividade de habitats e a disponibilidade de recursos florais são determinantes para a estruturação das comunidades de abelhas. Portanto, compreende-se a importância de integrar espaços verdes nos planejamentos urbanos para promover a biodiversidade e a conservação de polinizadores em ambientes antropizados e contribuir com a conectividade com as áreas naturais próximas.

Palavras-chave: Áreas verdes urbanas; Redes de interação; Conectividade de habitats; Urbanização; Abelhas urbanas.

ABSTRACT

The urban environment is characterized by dynamic and distinct landscapes, ranging from highly impermeable areas with elevated temperatures to urban green spaces that can sustain significant biodiversity. Cities can lead to biotic homogenization, making urban ecosystems in different locations more similar due to the presence of common non-native species. However, these ecosystems offer new opportunities for biodiversity conservation, serving as habitats for rare species and contributing to ecosystem services. Thus, the objectives of this study were to evaluate the structure of the area-bee interaction network, verify how bee species turnover varies between urban and natural areas, and identify important bee species in the network connecting different urban and natural areas through their occurrence. The research was conducted in ten locations in Uberlândia, Minas Gerais, comprising five cerrado stricto sensu areas and five urban green areas, which were divided into four subareas. Bees were collected using entomological nets and identified to the species level. We used GLMM analyses, interaction networks and beta diversity to compare bee communities in different habitats. Landscape variables were assessed using QGIS to determine the proportion of impermeable and green areas. A total of 548 individuals were collected, distributed among 69 species and four families (Apidae, Halictidae, Megachilidae, and Colletidae). Network analyses indicated that natural and urban areas form distinct modules, with generalist bees connecting different habitats. There was no significant difference in species richness between urban and natural environments. However, proximity centrality was higher in urban areas, suggesting greater floral connectivity. Beta diversity was higher in natural areas, indicating less homogenization. Urban areas, despite harboring lower specific diversity, offer continuous resources that favor generalist bees, promoting ecological flexibility. In contrast, natural areas are necessary for the conservation of specialized species that depend on native plants. Additionally, habitat connectivity and the availability of floral resources are determinants for structuring bee communities. Therefore, it is understood that integrating green spaces into urban planning is crucial for promoting biodiversity and pollinator conservation in anthropized environments and contributing to connectivity with nearby natural areas.

Keywords: Urban green areas; Interaction networks; Habitat connectivity; Urbanization; Urban bees.

1 INTRODUÇÃO

O ambiente urbano é caracterizado pela presença de distintas fisionomias, incluindo áreas com diferentes graus de permeabilidade e variadas temperaturas. Observa-se que, quanto maior a proximidade e a frequência de estruturas construídas e superfícies não permeáveis, tais como asfalto e concreto, menor é a presença de espécies de plantas nativas. Em contrapartida, estes ambientes tendem a favorecer a introdução e adaptação de espécies vegetais não nativas, que encontram nas condições urbanas um novo nicho ecológico (Malkinson; Kopel; Wittenberg, 2018; Fortel et al., 2014). Os habitats urbanos podem abrigar populações de abelhas, mas não podem substituir a funcionalidade mais complexa dos remanescentes naturais (Kowarik, 2011).

Os espaços verdes urbanos, como parques municipais, cemitérios, terrenos baldios, jardins e outros tipos de espaços abertos podem auxiliar a conservação da biodiversidade nestes contextos (Hennig; Ghazoul, 2011). A diversidade dessas áreas é influenciada pelo nível de intervenção antrópica, variando desde locais densamente arborizados a campos abertos ou zonas de alta poluição, cada qual com sua própria composição florística. Porém, é importante salientar que tanto o tamanho quanto a diversidade dessas áreas verdes, bem como o grau de urbanização adjacente, são fatores que influenciam a diversidade de plantas em ambientes urbanos (Hennig; Ghazoul, 2011). Tais fatores determinam as redes de interações ecológicas presentes no meio urbano e a necessidade de considerar múltiplas variáveis na gestão e planejamento urbano (Malkinson, Kopel; Wittenberg, 2018; Kowarik, 2011).

A comparação entre a diversidade de abelhas em ambientes naturais e urbanizados pode ajudar a elucidar a presença e hábitos de polinizadores às diversas composições e condições ambientais. A diversidade beta, neste contexto, atua como um indicador efetivo para a avaliação das diferenças entre as comunidades de abelhas em zonas urbanas e naturais (Graf; Zenni; Gonçalves, 2020; Graf; Schneiberg; Gonçalves, 2022; Tavares; Graf; Heringer; Zenni, 2024). Este indicador não apenas reflete a variação na presença de espécies entre os dois habitats, mas

também fornece informações sobre os potenciais impactos da urbanização sobre a biodiversidade de polinizadores.

Os índices de diversidade beta possuem ferramentas que auxiliam na compreensão dos fatores que influenciam a distribuição das espécies nos ecossistemas. Eles quantificam a mudança na composição das comunidades biológicas, de maneira a refletir o grau de diferenciação entre comunidades ao longo de gradientes ambientais complexos ou entre uma matriz de habitats distintos. Essencialmente, esses índices capturam as variações na composição de espécies, fornecendo insights sobre os processos ecológicos que dirigem a substituição e a diversificação de espécies em diferentes contextos ambientais (Whittaker, 1960). A complexidade e a diversidade das interações planta-polinizador representam um campo multifacetado, com uma variedade de métodos de análise aplicados para determinar os padrões de beta diversidade dessas interações (Cariveau; Winfree, 2015; Graf et al., 2022). Diante disso, a construção de estratégias de processamento desses dados pode influenciar significativamente os padrões observados de beta diversidade. Pois, as dissimilaridades nas interações entre comunidades são um aspecto que ainda necessita de maior compreensão (Souza et al., 2021).

A presença de um grande número de espécies não nativas em ambientes urbanos pode levar à formação de novos tipos de ecossistemas (Sukopp, 2008), dependendo de como elas interagem com o meio ambiente pode causar a homogeneização biótica, pois os ecossistemas urbanos em diferentes locais começam a se parecer mais entre si devido à presença dessas espécies comuns não nativas (Kowarik, 2011; McKinney, 2006; Gupta, 2002; Kühn & Klotz, 2006). Contudo, esses novos ecossistemas são capazes de oferecer novas oportunidades para a conservação da biodiversidade, pois podem funcionar como habitats para espécies e contribuir para a realização de serviços ecossistêmicos em cidades (Kowarik, 2011). A biodiversidade vegetal em contextos urbanos oferece um espectro abrangente de recursos essenciais para as abelhas, disponibilizando locais para nidificação e fontes alimentares como néctar e pólen, além

da sobreposição do período de floração. Esses fatores são capazes de criar habitats contínuos e diversificados, de maneira a oferecer recursos alimentares abundantes e constantes para abelhas ao longo das estações. Ademais, áreas urbanas que apresentam uma proporção elevada de flora benéfica para as abelhas e tendem a sustentar populações mais robustas desses insetos polinizadores (Harrison; Winfree, 2015; Banaszak-Cibicka; Ratyńska; Dylewski, 2016; Silva et al., 2021).

As abelhas apresentam uma diversidade de características fisiológicas e comportamentais, cuja permanência dessas em ambientes antropizados varia em cada fragmento urbano de acordo com os atributos de espécies distintas. Contudo, um fator de grande importância é a conectividade dessas áreas verdes urbanas. A conectividade de determinado ambiente está relacionada com o arranjo espacial dos habitats em determinada área, com as características físicas que impactam o movimento e em como os indivíduos das populações presentes interagem com a estrutura da paisagem (Taylor et al., 2006; Taylor et al., 1993; Lynch, 2019; Souza et al., 2021). Manchas de habitat que estão estruturalmente desconectadas podem alcançar uma conexão funcional caso os organismos presentes tenham a capacidade de se movimentar e dispersar entre elas. Isso implica que, apesar da desconexão espacial, essas manchas podem estar interligadas em termos funcionais, permitindo a continuidade dos processos ecológicos e a manutenção das dinâmicas populacionais através da mobilidade e dispersão das espécies. (Lynch, 2019). A partir desses fatos compreende-se que os *stepping stones* (manchas verdes presentes em ambientes urbanizados, com dimensões suficientes para servirem de habitat e que possibilitam a movimentação das espécies) podem servir de pontes para espécies com maior capacidade de movimentação e dispersão e como refúgio para espécies com menor mobilidade. Além disso, é possível inferir que a taxa de migração é mais efetiva em fragmentos mais próximos, maiores e mais heterogêneos, enquanto os locais menores, mais distantes e menos heterogêneos, tendem a apresentar menor taxa de migração e maior taxa de

extinção (Macarthur; Wilson, 1963). Com isso, é possível propor que os espaços verdes urbanos quando estruturados e implementados de maneira a possibilitar a movimentação, têm a capacidade de impedir as perdas de biodiversidade por polinizadores em ambientes antropizados (Ayers; Rehan, 2021; Płaskonka et al., 2024, Braaker et al., 2014).

Portanto, o objetivo deste capítulo é elucidar as interações entre a ecologia das abelhas e o ambiente urbano. Baseando-se na hipótese de que os espaços verdes urbanos apresentam uma riqueza de abelhas equivalente às áreas naturais, mas com uma composição de espécies distinta. Dessa forma, temos os principais objetivos: 1) Avaliar a estrutura da rede de interações área-abelha, buscando identificar se existe uma diferenciação na composição de abelhas entre áreas urbanas e naturais; 2) Verificar como varia a substituição de espécies de abelhas (turnover) entre áreas urbanas e naturais; 3) Identificar espécies de abelhas importantes na rede que conectam diferentes áreas urbanas e naturais através de sua ocorrência; 4) Descrever as variáveis paisagísticas das áreas amostradas. Espera-se que a rede área-abelha apresente módulos exclusivos de áreas urbanas e naturais, evidenciando uma composição distinta entre esses ambientes. Também é esperado uma alta substituição de espécies principalmente entre áreas urbanas, devido a heterogeneidade ambiental dessas áreas. Por fim, espécies mais generalistas de abelhas, incluindo a espécie exótica *Apis mellifera*, irão representar espécies importantes para a estrutura da rede área-abelha favorecendo a conexão dos diferentes módulos da rede.

2 METODOLOGIA

2.1 ÁREA DE ESTUDO

O município de Uberlândia-MG, localizado na microrregião do Triângulo Mineiro, no Estado de Minas Gerais. Apresenta uma área territorial de 4.115,206 km² e com uma estimativa populacional aproximada de 713.232 habitantes, a cidade apresenta uma densidade demográfica média de cerca de 173,32 habitantes por km². Uberlândia destaca-se pelo seu

notável potencial de desenvolvimento socioeconômico, favorecido por sua localização geográfica estratégica entre os principais centros urbanos das regiões Central e Sudeste do Brasil. A cidade possui 95.2% de domicílios urbanos em vias públicas com arborização (IBGE, 2022).

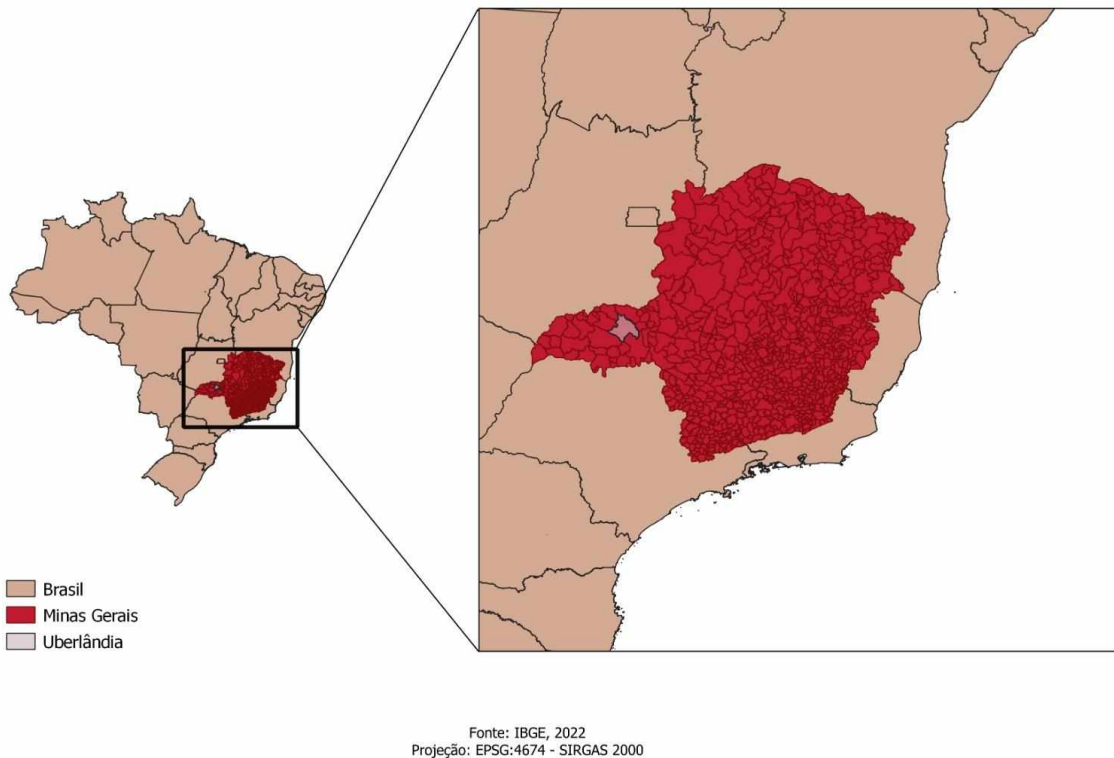


Figura 1: Representação da cidade de Uberlândia, localizada no estado de Minas Gerais, Brasil.

O clima da região é característico de zonas tropicais, sendo esse tropical savânico, apresentando duas estações climáticas distintas em relação às precipitações. Uma estação seca prevalece de maio a meados de setembro, enquanto a estação chuvosa se estende de setembro até abril. Durante os meses de janeiro a abril, há uma concentração elevada de precipitações. No entanto, essa tendência deprecia notavelmente nos meses de maio a agosto (De Abreu, 1998; Koppen, 1931; Cavalcanti, 2016; Prado et al., 2016). Neste estudo, conduzimos as amostragens entre o final de abril e o início de maio, posicionando-se, assim, na transição entre as estações chuvosa e seca.

2.2 DELINEAMENTO AMOSTRAL

Escolhemos dez locais para a aquisição de dados. Cinco destes situam-se em áreas de vegetação natural de cerrado stricto sensu, protegidas por legislação específica com o intuito de conservar a biodiversidade e manter habitats naturais. Em contraste, os cinco locais restantes foram estabelecidos em espaços verdes urbanos, tais como parques e praças, os quais possuem uma cobertura vegetal superior a 100 metros quadrados, mas sujeitas a uma elevada presença de edificações humanas adjacentes e frequente tráfego de pessoas. Além disso, houve uma distância mínima de 15 metros entre cada parcela amostral. As áreas analisadas podem ser observadas na figura 2.

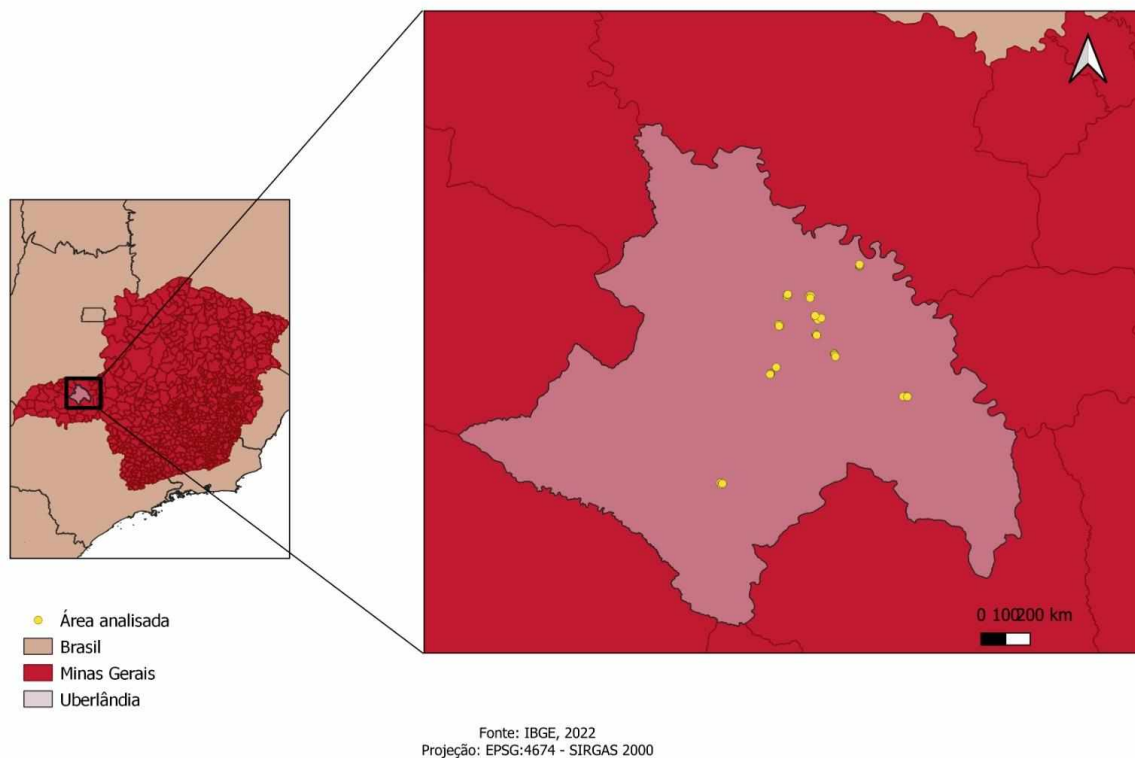


Figura 2: Em vermelho, o mapa de Minas Gerais, no qual está contido o mapa de Uberlândia representado em rosa. Os pontos em amarelo indicam as áreas analisadas para a pesquisa.

Em cada local de amostragem, estabelecemos quatro parcelas (plots) com 250 m² cada, totalizando 1 ha de área investigada. A fim de prevenir a dependência espacial entre as áreas, asseguramos uma distância mínima de 5 km entre os locais de coleta. Realizamos os procedimentos de coleta em dois intervalos temporais específicos: no período matutino, entre

8h e 11h30, e no vespertino, das 15h às 18h30. Os locais de amostragem estão representados na Tabela 1. As áreas são divididas entre naturais (A, B, C, F, J) e urbanas (D, E, G, H, I), com cada área subdividida em quatro plots para uma análise detalhada da distribuição das espécies de abelhas nos diferentes habitats.

ID	PLOT	ÁREA	COORDENADA
A	1	Estação Biológica Estadual do Panga/Fazenda Experimental do Panga – UFU	19°10'54.3"S 48°23'37.1"W
A	2	Estação Biológica Estadual do Panga/Fazenda Experimental do Panga – UFU	19°10'53.4"S 48°23'42.0"W
A	3	Estação Biológica Estadual do Panga/Fazenda Experimental do Panga – UFU	19°11'00.7"S 48°23'36.9"W
A	4	Estação Biológica Estadual do Panga/Fazenda Experimental do Panga – UFU	19°10'57.2"S 48°23'30.9"W
B	1	Fazenda do Glória – UFU	18°58'11.6"S 48°12'33.6"W
B	2	Fazenda do Glória – UFU	18°58'15.3"S 48°12'31.6"W
B	3	Fazenda do Glória – UFU	18°58'20.5"S 48°12'28.9"W
B	4	Fazenda do Glória – UFU	18°58'29.4"S 48°12'25.3"W
C	1	Trilha da Cruz Branca	19°02'20.3"S 48°05'28.1"W
C	2	Trilha da Cruz Branca	19°02'22.8"S 48°05'35.2"W
C	3	Trilha da Cruz Branca	19°02'24.5"S 48°05'46.9"W
C	4	Trilha da Cruz Branca	19°02'25.3"S 48°05'21.1"W
D	1	Parque do Sabiá	18°54'42.4"S 48°14'18.5"W
D	2	Parque do Sabiá	18°54'52.0"S 48°14'08.8"W
D	3	Parque do Sabiá	18°54'37.6"S 48°13'51.8"W
D	4	Parque do Sabiá	18°54'28.3"S 48°14'25.5"W
E	1	Parque Linear	18°55'26.9"S 48°17'53.5"W
E	2	Parque Linear	18°55'20.0"S 48°17'55.4"W
E	3	Parque Linear	18°55'22.0"S 48°18'00.7"W
E	4	Parque Linear	18°55'29.0"S 48°17'56.7"W
F	1	Clube Caça e Pesca Itororó	18°59'32.1"S 48°18'13.3"W
F	2	Clube Caça e Pesca Itororó	19°00'07.4"S 48°18'47.4"W
F	3	Clube Caça e Pesca Itororó	19°00'11.5"S 48°18'47.4"W
F	4	Clube Caça e Pesca Itororó	19°00'13.8"S 48°18'50.2"W

G	1	Parque Municipal Victório Siquierolli	18°52'34.9"S 48°17'11.2"W
G	2	Parque Municipal Victório Siquierolli	18°52'26.0"S 48°17'07.0"W
G	3	Parque Municipal Victório Siquierolli	18°52'23.3"S 48°17'10.5"W
G	4	Parque Municipal Victório Siquierolli	18°52'21.8"S 48°17'05.6"W
H	1	Parque Bike - Granja Marileusa	18°52'30.9"S 48°15'00.5"W
H	2	Parque Bike - Granja Marileusa	18°52'27.8"S 48°14'56.0"W
H	3	Parque Bike - Granja Marileusa	18°52'32.1"S 48°14'50.6"W
H	4	Parque Bike - Granja Marileusa	18°52'45.4"S 48°14'55.0"W
I	1	Parque Municipal Santa Luzia	18°56'20.2"S 48°14'19.7"W
I	2	Parque Municipal Santa Luzia	18°56'17.5"S 48°14'20.9"W
I	3	Parque Municipal Santa Luzia	18°56'21.7"S 48°14'17.1"W
I	4	Parque Municipal Santa Luzia	18°56'23.3"S 48°14'15.5"W
J	1	Parque Estadual do Pau Furado	18°49'38.2"S 48°10'03.4"W
J	2	Parque Estadual do Pau Furado	18°49'34.5"S 48°10'03.2"W
J	3	Parque Estadual do Pau Furado	18°49'30.5"S 48°10'02.6"W
J	4	Parque Estadual do Pau Furado	18°49'26.0"S 48°10'03.8"W

Tabela 1: Locais de amostragem organizados com colunas que incluem o ID, um identificador único para área; PLOT, que especifica o plot dentro de cada área, sendo que cada área tem quatro plots; ÁREA, que identifica o nome do local e COORDENADA, que fornece as coordenadas geográficas de cada plot. As linhas da tabela representam cada plot dentro das áreas de amostragem, divididas entre naturais (A, B, C, F, J) e urbanas (D, E, G, H, I).

2.3 AMOSTRAGEM DE ABELHAS

As abelhas foram coletadas utilizando uma rede entomológica, um método padrão para a captura de insetos voadores (Sakagami et al. 1967). Conduzimos as coletas a partir de uma equipe composta, em média, por três coletores. Cada coletor se posicionava em diferentes pontos dentro da área demarcada para a amostragem. Após a captura, transferimos os espécimes para tubos Eppendorf, previamente secos. Cada tubo foi devidamente indexado com informações relevantes para a identificação e rastreamento das amostras. Posteriormente, após a coleta realizamos o resfriamento controlado das abelhas, a fim de preservar as características morfológicas dos espécimes para análises futuras. Após a coleta, iniciamos a etapa de identificação e indexação das abelhas. Cada abelha foi catalogada, recebendo uma identificação

única, o que facilitou o rastreamento e a organização das informações. Em seguida, concluímos com a construção de uma coleção entomológica, destinada a preservar fisicamente os espécimes coletados. Esta coleção foi preparada e organizada, visando garantir a conservação a longo prazo dos espécimes para futuras referências e estudos científicos. Todos os dados foram registrados em uma planilha estruturada, categorizando as abelhas de acordo com a área, ponto, plot, código de abelha e nome científico a nível de espécie.

2.4 ANÁLISE DE REDES E ESTÁTÍSTICA

Com os dados coletados foi montada uma rede de interações entre as áreas urbanas e naturais amostradas e as espécies de abelhas. Essa rede foi construída através de uma matriz, onde nas linhas foram alocadas as diferentes áreas amostradas, e nas colunas as espécies de abelhas coletadas. O preenchimento da matriz foi baseado na frequência de ocorrência das abelhas em cada uma das áreas. Adicionalmente, também foram construídas duas matrizes distintas incluindo apenas dados das áreas urbanas e naturais. Para a rede formada apenas de áreas naturais e apenas para áreas urbanas foi avaliado o esforço amostral (Chacoff et al. 2012; Vizentin-Bugoni et al. 2016).

Utilizamos duas curvas de acumulação de espécies para estimar a diversidade de espécies em ambos os tratamentos com base no número de indivíduos amostrados. No eixo x, temos o número de indivíduos, e no eixo y, a diversidade de espécies. Os pontos marcados como "observado" indicam a diversidade de espécies diretamente amostrada no estudo. Para este propósito, cada combinação de uma área e uma espécie de abelhas foi considerada como "espécie" e a frequência de cada interação entre os pares da rede representou sua "abundância" (Vizentin-Bugoni et al. 2016). Foi estimada a riqueza das ocorrências de abelhas amostradas usando o estimador Chao1 de riqueza de espécies (Chao 1984; Colwell e Coddington 1994), e calculado o esforço amostral como sendo a razão entre o observado e o estimado em relação a

frequência de ocorrência de abelhas em cada área (Chacoff et al. 2012). O estimador Chao 1 foi calculado usando o pacote INEXT (Hsieh et al. 2014) no Programa R (R Development Core Team 2023).

Para a análise da rede de interações área-abelha completa, foi calculado o índice de modularidade que quantifica nesse caso a prevalência de frequências de ocorrência de abelhas dentro de áreas específicas. O índice de modularidade foi calculado utilizando o algoritmo DIRTLPAwb + (Beckett 2016) usando a função computeModules no pacote Bipartite no programa R (Dormann et al. 2008). Dessa forma, foi possível identificar se as áreas amostradas formavam módulos distintos para áreas urbanas e naturais. Como os índices de rede podem ser afetados pelo esforço de amostragem (Fründ et al. 2016), comparamos o valor observado de modularidade com valores obtidos por modelo nulo. Aqui, foi utilizado o modelo nulo de Vaznull (Vázquez et al. 2005), que restringe a conectância, tamanho da rede e número total de frequências em cada aleatorização. O intervalo de confiança estimado foi de 95% dos 10.000 valores simulados, e um valor significativo de modularidade foi considerado quando maior do que o intervalo de confiança gerado pelas aleatorizações do modelo nulo utilizado.

Além do índice de modularidade no nível de toda a rede, também foram calculados índices que capturam propriedades distintas do papel dessas áreas e espécies de abelhas na rede: 1) grau; 2) centralidade por proximidade e 3) centralidade por intermédio, que quantifica a proximidade ou o quão central é uma espécie/área em relação a todas as outras espécies/áreas na rede; 4) especialização em nível de espécie/área (d'), que quantifica o quão exclusivas são as interações de uma espécie/área em relação à disponibilidade de parceiro; e para avaliar o papel das espécies de abelhas e áreas amostradas na formação dos módulos da rede foi calculado também 5) c - conectividade entre módulos e 6) z - grau dentro do módulo, com o objetivo de verificar a importância de uma espécie ou área como conector de diferentes módulos ou dentro seu próprio módulo.

De acordo com os valores c e z , as espécies de abelhas e áreas foram classificadas em quatro categorias: hub de rede (valores altos de c e z), hub de módulo (alto valor de z e baixo c valor), conector (valor c alto e valor z baixo) e periférico (valores c e z baixos; Olesen et al., 2007). Os valores limites para c e z foram definidos seguindo Dormann e Strauss (2014). Para fazer isso, foi calculado os valores esperados de c e z usando modelos nulos com base na rede original e, em seguida, usando os quantis de 95% como valores críticos (Dormann & Strauss 2014). Portanto, os valores limites utilizados foram 0,80 para c e 1,52 para z . Todos os índices de nível de espécie foram quantificados utilizando o pacote Bipartite em R (Dormann et al. 2008). Com a matriz de frequência das áreas urbanas e naturais foi calculado também a β diversidade de espécies de abelha usando a função *vegdist* (Índice Ruzicka) no pacote Vegan (Oksanen et al. 2018).

Também foi aplicado um modelo linear generalizado misto (GLMM) com distribuição de Poisson a fim de conferir a riqueza de abelhas entre as áreas naturais e urbanas. Todas as análises estatísticas foram conduzidas no programa R (R Development Core Team, 2023).

2.5 DESCRIÇÃO DAS VARIÁVEIS PAISAGÍSTICAS

A fim de ampliar a compreensão de como a urbanização afeta o habitat das abelhas em áreas urbanizadas optamos por realizar uma análise dos gradientes de vegetação nas proximidades dos locais de amostragem. Para este fim, utilizamos o software de Sistema de Informações Geográficas (SIG), QGIS (Versão 3.34.1). Implementamos a criação de uma zona tampão com um raio de 1 km ao redor de cada ponto de coleta. Dentro deste perímetro procedemos uma análise da composição paisagística. Esta análise envolveu a distinção entre superfícies impermeáveis, caracterizadas por elementos como edificações, vias de circulação e infraestruturas urbanas e áreas verdes, abrangendo prados, massas florestais e espaços verdes

inseridos no contexto urbano. Em seguida, calculamos a proporção entre áreas impermeáveis e áreas verdes (Tommasi, et al. 2022).

3. RESULTADOS

3.1 DIVERSIDADE DE ABELHAS AMOSTRADAS

Foram coletadas, no total, 548 exemplares de abelhas, distribuídos em quatro famílias taxonômicas: Apidae, Halictidae, Megachilidae e Colletidae, compreendendo 35 gêneros e 69 espécies distintas. Dentre estas, a família Apidae destacou-se pela sua diversidade de gêneros amostrados (16), enquanto a família Colletidae foi representada por um único gênero. Os gêneros mais abundantes foram *Apis*, *Trigona* e *Centris*. As espécies *Apis mellifera* e *Trigona spinipes* foram as mais prevalentes no conjunto de dados abrangendo respectivamente 28,46% e 19,16% da quantidade total de indivíduos, com a *Centris aenea* sendo a espécie solitária de maior abundância, representando 6,75%. A espécie *Apis mellifera* estava presente em todas as áreas (A – J), em relação as áreas naturais a abelha *Centris aenea* se mostrou prevalente na maioria das áreas, especificamente nos pontos A, B, C e F. Em contraste, nas áreas urbanas, abrangendo os Pontos D, G, H e I, as espécies as *Apis mellifera*, *Trigona spinipes* e *Paratrigona lineata* foram encontradas em todas as localidades.

Adicionalmente, em algumas áreas naturais foram registradas espécies com comportamento oligolético. Entre estas, *Tetraglossula anthracina* e *Tetraglossula fucosa* foram coletadas no Clube Caça e Pesca Itororó (F), enquanto *Gaesischia belophora* e *Gaesischia flavoclypeata* foram obtidas na Fazenda do Glória (B), vinculada à Universidade Federal de Uberlândia (UFU). Os dados também revelaram a presença de abelhas exclusivas tanto em áreas urbanas quanto em áreas naturais, conforme apresentado na tabela 2.

Espécies encontradas exclusivamente em áreas naturais	Espécies encontradas exclusivamente em áreas naturais
<i>Bombus pauloensis</i>	<i>Augochloropsis aurifluens</i>

<i>Megachile laeta</i>	<i>Nannotrigona testaceicornis</i>
<i>Trigona spinipes</i>	<i>Augochloropsis cupreola</i>
<i>Frieseomelitta varia</i>	<i>Dialictus sp.1</i>
<i>Ceratina morrensis</i>	<i>Plebeia droryana</i>
<i>Exomalopsis auropilosa</i>	<i>Augochloropsis smithiana</i>
<i>Xylocopa suspecta</i>	<i>Augochlora scabrata</i>
<i>Tetrapedia tereza</i>	<i>Ceratalictus stigon</i>
<i>Tetrapedia bruno</i>	<i>Pseudaugochlora pandora</i>
<i>Paratetrapedia punctata</i>	<i>Augochlora sp.1</i>
<i>Augochloropsis smithiana</i>	<i>Augochlora iphigenia</i>
<i>Centris tarsata</i>	<i>Augochlora mineira</i>
<i>Gaesischia belophora</i>	<i>Chalepogenus sp.</i>
<i>Gaesischia flavoclypeata</i>	<i>Epanthidium tigrinum</i>
<i>Centris flavifrons</i>	<i>Dialictus sp.3</i>
<i>Centris nitens</i>	<i>Schwarziana mourei</i>
<i>Megachile tupinaquina</i>	<i>Geotrigona Mombuca</i>
<i>Xylocopa subcyanea</i>	<i>Acanthopus excellens</i>
<i>Partamona cupira</i>	<i>Saranthidium marginam</i>
<i>Scaptotrigona cf. depilis</i>	
<i>Tetragonisca angustula</i>	
<i>Centris decipiens</i>	
<i>Mesoplia friesei</i>	
<i>Epicharis bicolor</i>	
<i>Tropidopedia nigrita</i>	

Augochlora morrae

Megachilie benigna

Paratetrapedia connexa

Centris collaris

Mesoplia friesei

Pseudaugochlora graminea

Centris fuscata

Augochloropsis sp.2

Tetraglossula fucosa

Melipona quinquefasciata

Exomalopsis fulvofasciata

Oxaea fravescens

Tetraglossula anthracina

Tabela 2: Espécies de abelhas encontradas exclusivamente em áreas naturais e urbanas.

Em relação à análise de esforço amostral, as curvas de acumulação de espécies mostraram que a amostragem foi significativa tanto em áreas naturais quanto em urbanas. No entanto, a curva de acumulação nas áreas naturais apresentou uma estabilização mais rápida, sugerindo que a maioria das espécies presentes nesse ambiente foi registrada ao longo do estudo. Em contraste, nas áreas urbanas, a estabilização das curvas ocorreu de forma mais lenta, sugerindo que a diversidade de espécies dessas áreas ainda não foi totalmente amostrada. Isso pode indicar que as áreas urbanas abrigam uma diversidade potencialmente maior.

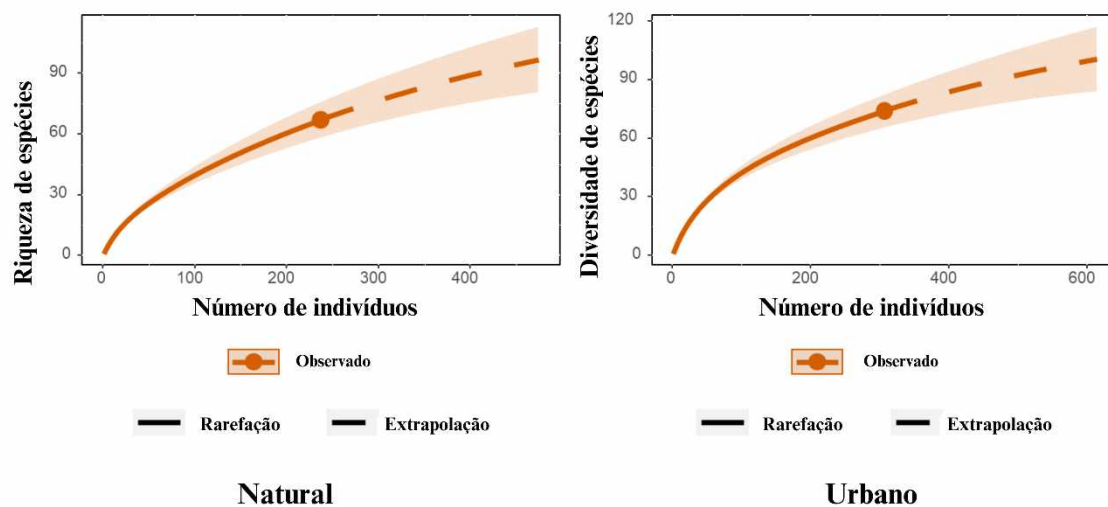


Figura 3: Curvas de Acumulação de Espécies para Avaliação da Diversidade em Ecossistemas.

Os resultados do GLMM indicaram que as médias estimadas de riqueza, ajustadas para os efeitos de ponto e plot, não diferiram significativamente entre áreas naturais e urbanas. As estimativas de riqueza na escala logarítmica foram de 1.52 para áreas naturais e 1.62 para áreas urbanas, com um intervalo de confiança de 95%, estendendo-se de 1.28 a 1.75 e de 1.39 a 1.85, respectivamente. A diferença entre essas áreas não foi estatisticamente significativa ($z\text{-ratio} = -0.603$, $p = 0.5465$), sugerindo que, dentro do contexto deste estudo, não há evidência suficiente para afirmar que a riqueza de abelhas difere entre os dois tipos de área.

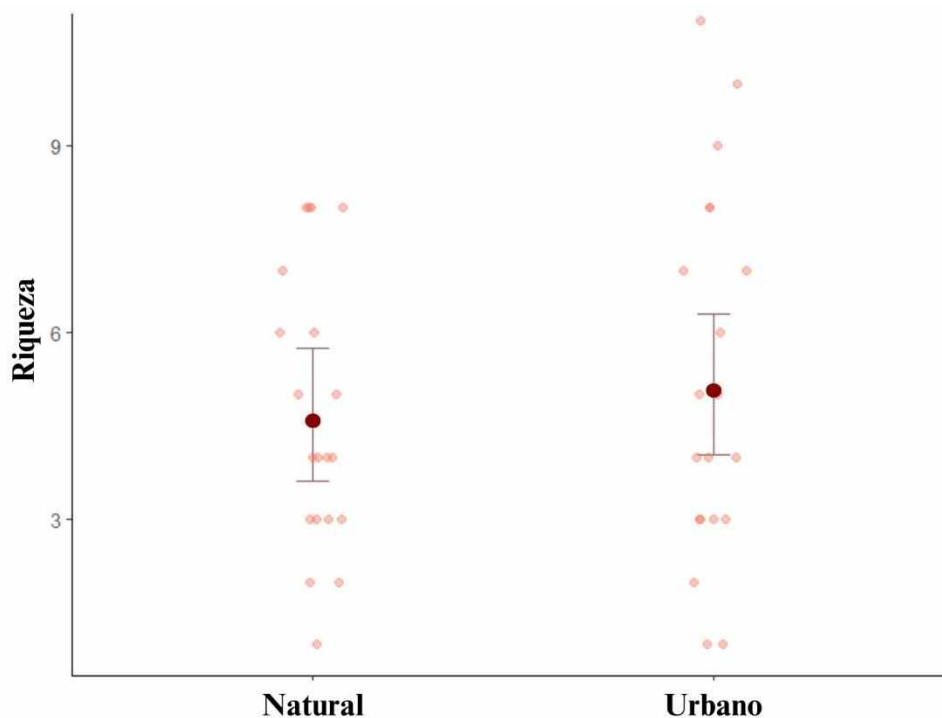


Figura 4: Riqueza de espécies de abelhas em áreas naturais e urbanas. Pontos vermelhos escuro representam a média predita pelo modelo, barras de erro são o intervalo de confiança de 95%. Pontos vermelho claro consistem nos dados brutos.

3.2 REDES DE INTERAÇÕES ABELHAS – ÁREAS

Ao realizar uma rede de interação desses indivíduos, observou-se (figura 5) a formação de seis módulos distintos (M1 a M6), com alguns fortemente relacionados às áreas naturais, como os módulos M1, M3 e M5, enquanto outros, como o M2, estão mais associados às áreas urbanas. Os módulos M6 e M4 mostram uma mistura de interações tanto com áreas naturais quanto urbanas, sugerindo que algumas abelhas podem ser mais flexíveis em suas preferências de habitat.

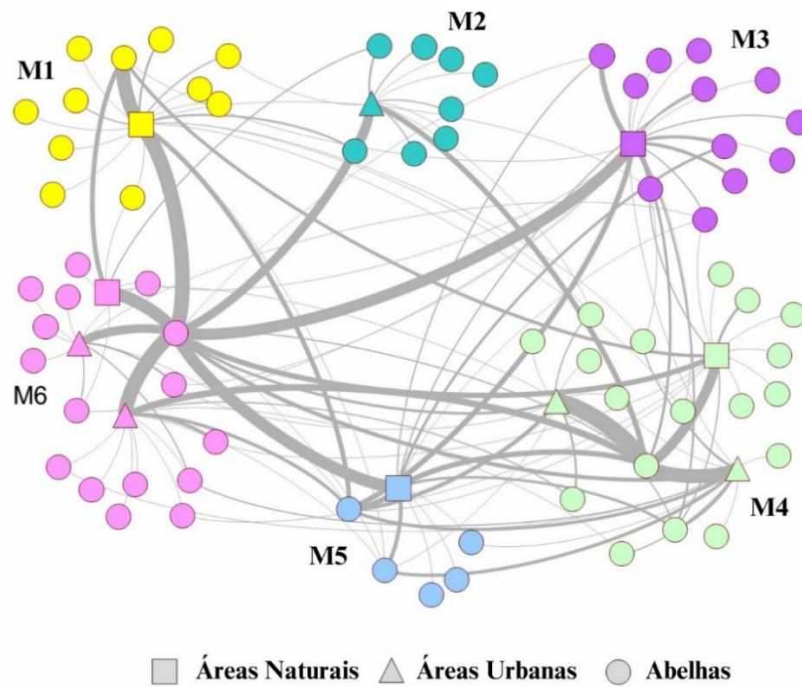


Figura 5: Rede de interações entre as abelhas e os tratamentos (urbano e natural). Os círculos representam as espécies de abelhas, enquanto os quadrados e triângulos representam áreas naturais e urbanas, respectivamente. As linhas cinzas mostram as interações entre as abelhas e as áreas ou entre as áreas diretamente. Os conjuntos de nós com a mesma cor, etiquetados como M1 a M6, são os módulos dentro da rede, indicando agrupamentos de interações estreitamente relacionadas.

A Beta diversidade calculada nas áreas mostrou um valor de F de 3.50 e um valor p em 0.05, onde a diversidade beta nos ambientes urbanos mostrou uma tendência a ser menor, o que pode ser interpretado como uma homogeneização da composição de espécies de abelhas em áreas urbanizadas.

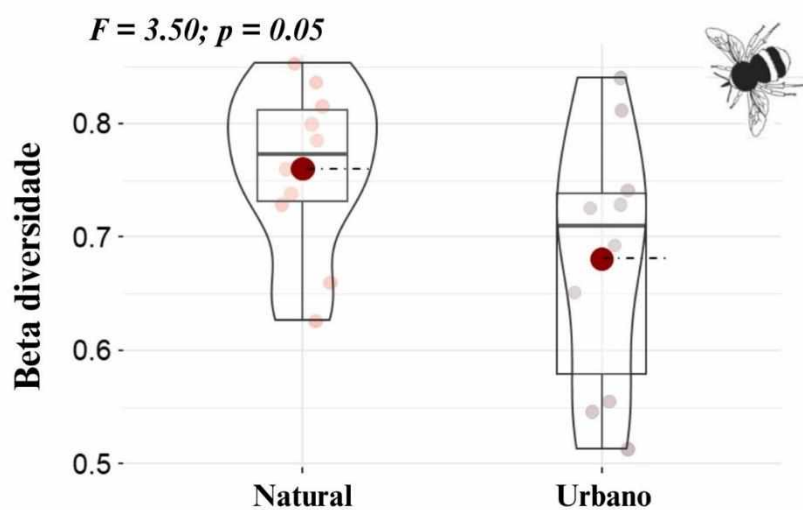


Figura 6: Gráfico de Comparação da diversidade Beta de Abelhas em Ambientes Naturais e Urbanos.

A partir da estrutura das redes de polinização, foi observado o papel das diferentes espécies de abelhas entre as áreas amostradas. A Figura 7 apresenta um gráfico de dispersão que correlaciona a conectividade entre módulos (C) e o grau dentro do módulo (z) das espécies de abelhas em ambientes naturais e urbanos. Observa-se que abelhas mais generalistas, como *Apis mellifera*, *Trigona spinipes* e *Tetragonisca angustula* exibem altos índices de conectividade intermodular e intramodular, indicando uma tendência destas espécies em não apenas interagir com uma diversidade maior de parceiros de polinização, mas também manter conexões robustas dentro de suas próprias comunidades.

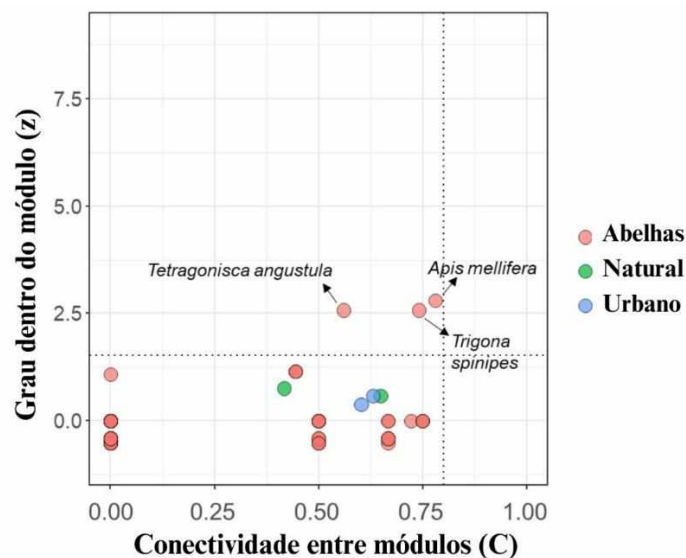


Figura 7: Relação entre Conectividade Intermodular e Intramodular das abelhas amostradas em Ambientes Naturais e Urbanos.

Em relação as análises de redes de interação entre as plantas e abelhas nos diferentes tratamentos, a figura 6, esboça os valores de Grau (k), Centralidade de intermediação, Centralidade de proximidade e Especialização (d'). Cada gráfico (A-D) representa uma medida distinta, revelando diferenças estatísticas entre os ambientes, com destaque para a centralidade de proximidade significativamente maior em ambientes urbanos (C). O gráfico A consiste na distribuição do grau (k), que reflete o número de conexões que cada abelha possui nas redes. Com um valor de $F = 2.49$ e um valor $p = 0.12$, a análise estatística não detectou uma diferença

significativa entre as médias do grau de conectividade das abelhas em ambientes naturais comparados aos urbanos.

O gráfico B representa a centralidade de intermediação, que indica a frequência com que um nó atua como uma ponte ao longo do caminho mais curto entre dois outros nós. Ou seja, como uma abelha consegue conectar diferentes espécies de plantas por meio da polinização nas áreas amostradas, o que é uma indicação de sua importância para a resiliência e fluxo da rede de polinização. Com valores de $F = 0.05$ e $p = 0.80$, os dados não revelam uma diferença estatisticamente significativa entre os ambientes naturais e urbanos.

O gráfico C explora a centralidade de proximidade, que reflete a distância média de um nó até todos os outros na rede, essa foi significativamente maior em ambientes urbanos do que em ambientes naturais, com um valor de F expressivo (16.72) e um valor p menor que 0.0001. Isso indica que, em áreas urbanas, as abelhas estão, em média, mais próximas de outras espécies na rede.

O gráfico "d" apresenta a distribuição da especialização das abelhas, revelando que, embora a variação individual exista, a diferença média entre os dois ambientes não é estatisticamente significativa ($F = 2.35$, $p = 0.12$). Isso indica que as abelhas mantêm uma gama comparativamente similar de preferências de polinização, independente do contexto ambiental.

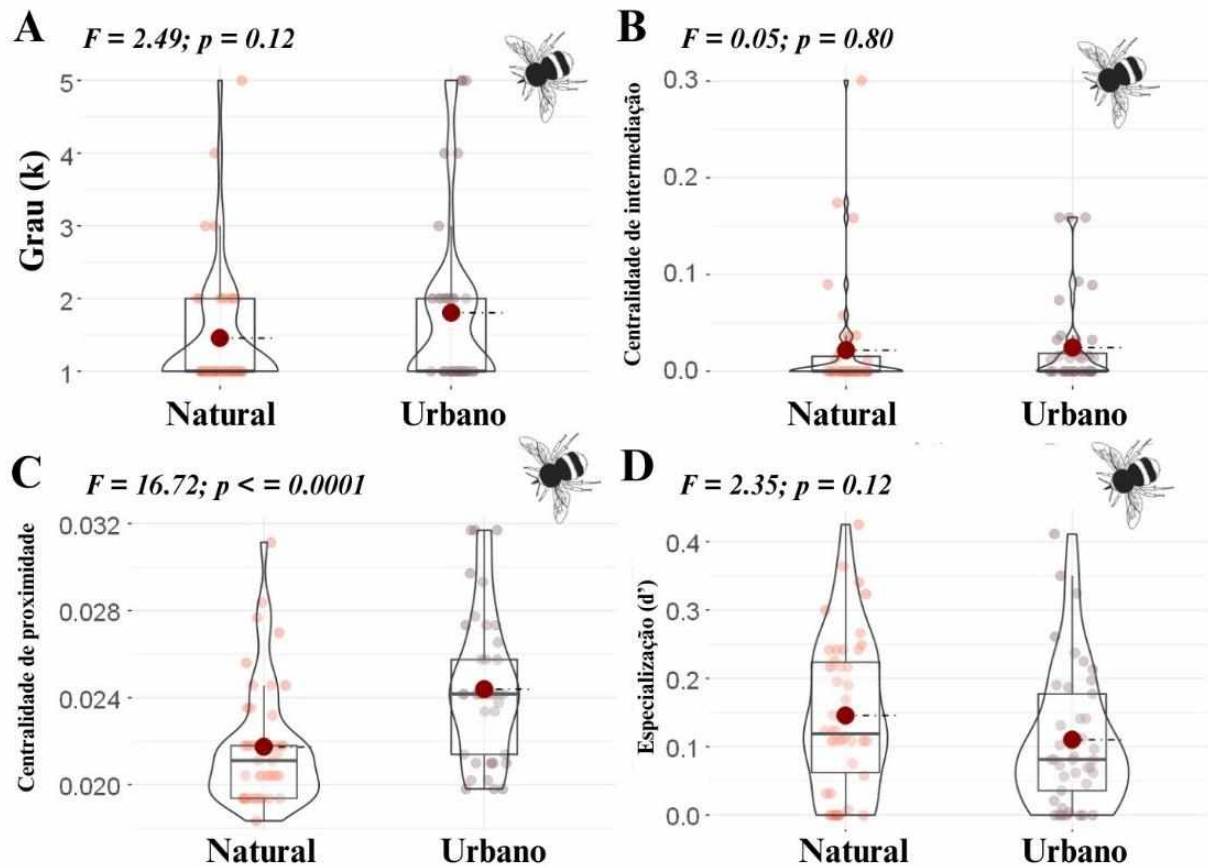


Figura 8: Compilação de quatro métricas chaves da análise de rede - grau (k), centralidade de intermediação, centralidade de proximidade e especialização (d').

3.3 CARACTERIZAÇÃO DAS VARIÁVEIS PAISAGÍSTICAS

Os resultados da avaliação da proporção entre áreas impermeáveis e áreas verdes sugerem uma dominância significativa de áreas urbanas em detrimento das áreas verdes. A figura 9, apresenta as áreas de A a J, que ilustram visualmente as proporções entre as áreas verdes permeáveis e as áreas urbanas impermeáveis. As áreas permeáveis são representadas em verde, enquanto as impermeáveis são destacadas em azul. As dimensões de cada polígono foram calculadas em quilômetros quadrados e as respectivas proporções foram quantificadas, conforme apresentado na Tabela 1. As áreas urbanas tendem a ser mais impermeáveis do que as áreas verdes. A média da proporção das áreas urbanas sobre as áreas verdes é aproximadamente 2.79134, indicando que, em média, as áreas urbanas possuem quase três vezes mais superfície impermeável do que as áreas verdes.

Em áreas urbanas, o Parque Bike - Granja Marileusa (H) apresenta a maior taxa de permeabilidade com 55.68%, indicando uma alta proporção de área verde em relação à área urbana. Já o Parque Linear (E) apresenta a menor taxa de permeabilidade com 7.74%, indicando uma baixa proporção de área verde em relação à área urbana. Em áreas naturais, os pontos C, F, e J são as áreas mais permeáveis, com uma taxa de permeabilidade de 100%, já que não possuem áreas urbanas. O ponto B é a área menos permeável entre as áreas verdes, com uma taxa de permeabilidade de 90.68%, devido à presença de uma área urbana mais significativa.

Ponto	Área (Km²) urbano	Área (Km²) verde	Proporção Área Urbana/Área Verde
A	0,026	3,87	0.0067
B	0,396	3,837	0.1032
C	0	4,579	0.0000
D	4,111	1,763	2.3318
E	3,527	0,273	12.9194
F	0	6,063	0.0000
G	3,018	0,966	3.1242
H	2,793	1,554	1.7973
I	3,121	0,409	7.6308
J	0	3,778	0.0000

Tabela 3: Área (km²) e proporção de áreas urbanas sobre áreas verdes nos pontos de amostragem de A a J. Os dados apresentam a extensão quantificada de espaços urbanos e verdes, permitindo análises comparativas da influência urbana nos ecossistemas locais. (A - Estação Biológica Estadual do Panga; B - Fazenda do Glória - UFU; C - Trilha da Cruz Branca; D - Parque do Sabiá; E - Parque Linear; F - Clube Caça e Pesca Itororó; G - Parque Municipal Victório Siquierolli; H - Parque Bike - Granja Marileusa; I - Parque Municipal Santa Luzia; e J - Parque Estadual do Pau Furado).

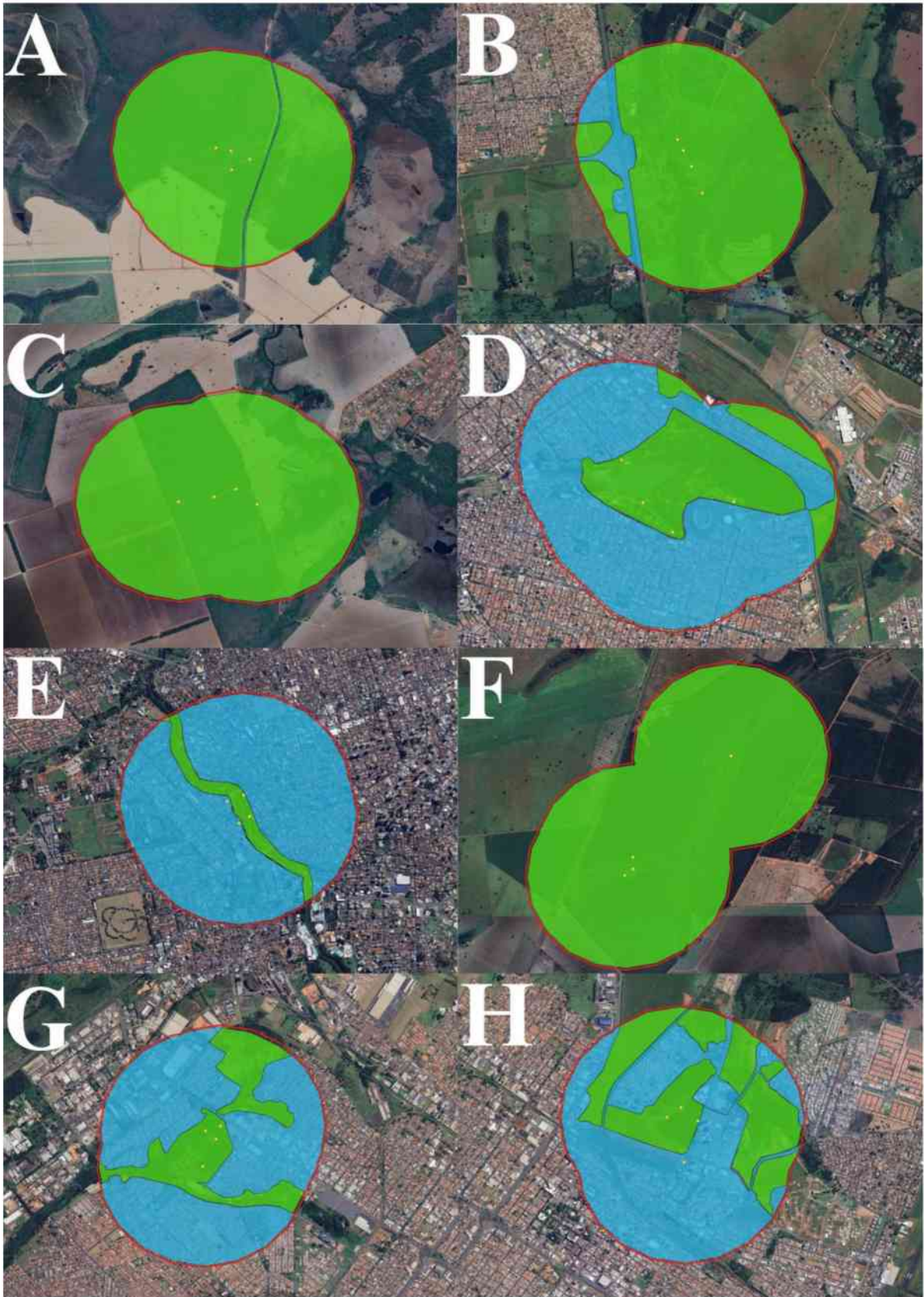




Figura 9: Representação dos buffers criados em torno de cada ponto de amostragem, enumerados de A a J. (A) Estação Biológica Estadual do Panga, (B) Fazenda do Glória – UFU, (C) Trilha da Cruz Branca, (D) Parque do Sabiá, (E) Parque Linear, (F) Clube Caça e Pesca Itororó, (G) Parque Municipal Victório Siquierolli, (H) Parque Bike - Granja Marileusa, (I) Parque Municipal Santa Luzia e (J) Parque Estadual do Pau Furado Os polígonos ilustram as áreas verdes e urbanas dentro dos buffers, com as áreas verdes representadas pela cor verde e as áreas urbanas pela cor azul.

4 DISCUSSÃO

Ambientes naturais suportam abelhas especializadas com interações ecológicas específicas, enquanto áreas urbanas, com sua flora frequentemente exótica, influenciam a fenologia de floração e oferecem recursos que permitem a adaptação de abelhas generalistas (Anselmo; Cardoso; Siqueira; Maruyama, 2023). A análise identificou 69 espécies de abelhas em quatro famílias, com Apidae sendo a mais diversa. Em áreas urbanas, abelhas generalistas como *Apis mellifera* predominam devido à diversidade de plantas exóticas. Espécies especializadas, como *Centris aenea*, são mais comuns em áreas naturais. Contudo, a flexibilidade desses indivíduos pode ajudar a manter a estabilidade das redes de polinização.

Nossos dados mostram que os fragmentos estudados ainda apresentam pontos de conexão que facilitam a movimentação de abelhas, evidenciando a importância de espaços verdes bem estruturados em ambientes urbanos para prevenir perdas de biodiversidade. Urbanização cria refúgios nas áreas verdes urbanas, ajudando abelhas generalistas a se adaptarem, enquanto especialistas enfrentam dificuldades. A conectividade entre fragmentos de habitat em áreas

urbanas facilita a movimentação das abelhas, contribuindo para a manutenção da biodiversidade (Harrison; Winfree, 2015).

É possível observar uma considerável riqueza e complexidade da fauna de abelhas nas áreas estudadas (Tommasi; Higo; Winston, 2004). Os dados amostrados englobaram representantes de quatro famílias taxonômicas (Apidae, Halictidae, Megachilidae e Colletidae), com 35 gêneros e 69 espécies distintas. A família Apidae, com 16 gêneros, mostrou-se a mais diversa, o que já era esperado, pois esta família é uma das mais distintas e ecologicamente importantes em vários ecossistemas (Michener, 2007). Em contraste, a família Colletidae foi representada por apenas um gênero. As abelhas da família Colletidae são predominantemente solitárias. A maioria das Colletidae escava buracos no solo para nidificar, mas algumas espécies utilizam buracos preexistentes em madeira ou outros materiais (Michener, 2007). Em ambientes urbanos, as Colletidae tendem a nidificar em jardins e outras áreas verdes, desde que tenham acesso a recursos florais adequados e locais de nidificação apropriados (Threlfall et al., 2015). Contudo, neste estudo, as espécies desse grupo foram observadas exclusivamente em áreas naturais. As abelhas oligoléticas *Tetraglossula anthracina* e *Tetraglossula fucosa* foram coletadas no Clube Caça e Pesca Itororó. As espécies de *Tetraglossula* são especialistas em plantas do gênero *Ludwigia* (família Onagraceae). Essa especialização significa que essas abelhas coletam pólen principalmente dessas plantas, que são encontradas frequentemente em ambientes associados a cursos d'água, pântanos ou terrenos similares, o que pode explicar sua presença exclusiva em áreas naturais (Almeida; Gibran, 2017).

Entre os gêneros mais abundantes, *Apis*, *Trigona* e *Centris* se destacaram. A alta prevalência de *Apis mellifera*, que representou 28,46% do total de indivíduos, pode ser atribuída à sua ampla adaptabilidade e capacidade de colonizar diversos tipos de habitats, essa estava presente em todas as áreas amostradas reforçando sua plasticidade ecológica (Roubik, 2006; Pacheco Filho et al., 2015). A abelha *Trigona spinipes*, responsável por 19,16% dos indivíduos, é outra espécie

altamente adaptável, frequentemente encontrada em ambientes perturbados e urbanos. Sua presença significativa nas áreas urbanas estudadas sugere que essa espécie é particularmente resiliente às mudanças ambientais provocadas pela urbanização (Barbola et al., 2000). Ademais, nos ambientes mais antropizados foram observadas uma presença abelhas *Apis mellifera*, *Trigona spinipes* e *Paratrigona lineata* em todas as localidades, todas essas são consideradas abelhas generalistas, o que significa que elas não são altamente especializadas em relação às plantas das quais coletam pólen e néctar (Wilms; Wiechers, 1997; Michener, 2007). A espécie *Centris aenea*, que representou 6,75% do total, foi a mais prevalente nas áreas naturais. *Centris aenea* é uma abelha solitária que constrói seus ninhos em solos argilosos e duros, evitando solos arenosos (Aguilar; Gaglianone, 2003), exibe comportamentos adaptativos complexos para nidificação, forrageamento e interação com o ambiente, refletindo sua capacidade de sobreviver em diferentes ecossistemas (Ferreira et al., 2011), mas são frequentemente associadas a habitats com vegetação nativa (Michener, 2007).

Em áreas urbanizadas, a composição das populações de himenópteros polinizadores é fortemente influenciada pelas espécies vegetais presentes (Nelson; Frost; Nielsen, 2021). Embora haja áreas verdes substanciais nas cidades, muitas das plantas são exóticas ou afetadas por filtros antrópicos (Cariveau; Norton, 2009; Anselmo; Cardoso; Siqueira; Maruyama, 2023). As plantas não nativas podem modificar a fenologia da floração nas populações vegetais urbanas, alterando a disponibilidade sazonal de recursos de forrageamento para os polinizadores (Nascimento et al., 2020; Somme et al., 2016, Anselmo; Cardoso; Siqueira; Maruyama, 2023). Essa modificação pode explicar a alta diversidade dessas abelhas em ambientes urbanos, uma vez que as abelhas generalistas conseguem se adaptar às mudanças ambientais e se alimentar das plantas exóticas e das nativas (Ayers; Rehan, 2021; Dürbaum et al., 2022; Gomes, et al., 2023). Em contraste, as abelhas especialistas dependem de recursos alimentares específicos, o que pode dificultar a sua presença nesses ambientes (Harrison;

Winfree, 2015). Das espécies amostradas neste estudo, 20 delas ocorrem exclusivamente em áreas urbanas. A presença de espécies como *Chalepogenus sp.* e *Sarathidium marginatum* ilustra a capacidade de certas abelhas de adaptar-se a ambientes antropogênicos.

A maioria das espécies amostradas apresentam hábitos generalistas. Entretanto, foram observadas 38 espécies exclusivas de áreas naturais, sendo que muitas delas apresentam hábitos mais especialistas, como por exemplo, *Gaesischia belophora* e *Gaesischia flavoclypeata*, outras espécies com comportamento oligolético, o que reforça a importância desses habitats na manutenção de espécies especializadas (Pacheco Filho et al., 2015). Contudo, abelhas generalistas, como *Apis mellifera* e *Trigona spinipes*, podem ajudar a manter a coesão das redes abelha-planta e a persistência das comunidades. *Apis mellifera* pode assumir funções de polinização na ausência de polinizadores nativos, reduzindo o impacto da escassez de polinizadores, apesar de sua eficácia ser debatida. *Trigona spinipes*, uma abelha nativa sem ferrão, exibe um comportamento trófico flexível e oportunista, interagindo com diversas famílias botânicas em ambientes neotropicais, o que ajuda a localizar fontes florais alternativas e apoia a estabilidade do ecossistema (Zayed et al., 2006; Pacheco Filho et al., 2015; Anselmo; Cardoso; Siqueira; Maruyama, 2023).

Dessa forma, a partir da visualização das relações entre as abelhas e as áreas amostradas, é possível compreender a complexidade das relações entre abelhas e seus ambientes, destacando a importância de ambos os tipos de áreas para a manutenção da biodiversidade. A observação sugere que ambientes naturais são necessários para a manutenção de espécies de abelhas especializadas, que possuem interações ecológicas mais complexas e específicas (Murray et al., 2012). Por outro lado, as abelhas em áreas urbanas mostram que esses ambientes podem sustentar populações de polinizadores, embora com uma composição diferente de espécies em comparação com áreas naturais (Rocha-Filho et al., 2018; Anselmo; Cardoso; Siqueira; Maruyama, 2023). Nos casos em que abelhas interagem tanto em áreas urbanas quanto naturais,

observa-se uma flexibilidade dessas abelhas em se relacionar com uma variedade de plantas em diferentes ambientes, o que pode indicar uma resiliência maior (Hennig; Ghazoul, 2011, Pardee et al., 2023).

As curvas de acumulação de espécies indicam que a diversidade de abelhas em ambos os ambientes foi bem representada pela amostragem realizada, mostrando uma tendência de estabilização que sugere uma cobertura adequada da diversidade de espécies. A curva para o ambiente natural se estabiliza mais rapidamente em comparação com o ambiente urbano. Isso indica que a maioria das espécies de abelhas nas áreas naturais foi capturada com o esforço de amostragem realizado. A curva para o ambiente urbano também começa a se estabilizar, mas em um ponto de amostragem mais alto. Isso significa que pode haver uma maior diversidade de abelhas nas áreas urbanas e seria viável um esforço de amostragem maior para capturar todas as espécies presentes (Deng; Daley; Smith, 2015).

Com o GLMM foi possível observar que a riqueza de espécies de abelhas não difere significativamente entre áreas naturais e urbanas no contexto deste estudo. Isso pode indicar que essas áreas urbanas possuem características que suportam uma diversidade de espécies semelhante às áreas naturais, possivelmente devido à presença de jardins, áreas verdes e práticas de paisagismo (Harrison; Winfree, 2015; Banaszak-Cibicka; Ratyńska; Dylewski, 2016). Os índices fornecidos pelas análises de redes de interação corroboraram altos valores de conectividade tanto intermodular quanto intramodular, nas espécies *Apis mellifera*, *Trigona spinipes* e *Tetragonisca angustula*. Ou seja, essas abelhas conseguem operar de maneira eficiente em diferentes módulos, essa flexibilidade pode ajudar a manter a estabilidade das redes de polinização (Pauw, 2007; Pacheco Filho et al., 2015). Em um ambiente dinâmico em que a disponibilidade de recursos pode ser imprevisível, como a área urbana, essa flexibilidade pode auxiliar na manutenção da comunidade em geral.

Observou-se na análise de Grau (K) que as abelhas mantêm um número similar de interações mutuamente benéficas com plantas tanto em ambientes urbanos quanto naturais. A capacidade das abelhas de se integrar em redes de polinização urbanas, apesar das diferenças ecológicas, demonstra uma adaptabilidade considerável. As diferentes pressões ambientais não parecem afetar significativamente o número de interações que as abelhas mantêm, o que indica positivamente a resiliência dessas redes de abelhas. Ademais, não houve diferença significativa na frequência com que uma abelha atua como uma ponte entre diferentes espécies de plantas (centralidade de intermediação), o que pode sugerir que as abelhas conseguem manter sua importância ecológica em diferentes contextos ambientais, auxiliando na resiliência das redes de polinização diante das mudanças ambientais.

Contudo, a análise de a centralidade de proximidade das abelhas foi significativamente maior em áreas urbanas do que em áreas naturais. Isso sugere que a urbanização pode levar a uma maior centralização das abelhas na rede de polinização, ressaltando que os recursos florais estão concentrados em espaços relativamente pequenos (jardins, praças, parques etc), elas possuem um acesso mais fácil e rápido a uma variedade de plantas, isso ocorre porque os recursos são mais concentrados (Theodorou et al., 2017). Isso acaba resultando em uma rede mais conectada, mas também potencialmente mais vulnerável a distúrbios. Em áreas naturais, os recursos encontram-se dispostos em áreas maiores de maneira a resistir com mais facilidade aos distúrbios ambientais, nesse caso a diversidade e complexidade das redes em áreas naturais auxiliam na manutenção do ecossistema (Theodorou et al., 2017; Pardee et al., 2023)

As abelhas em áreas urbanas podem mostrar uma menor especialização devido à diversidade e variabilidade dos recursos florais disponíveis (Cane, 2005). Pois, áreas verdes urbanas muitas vezes apresentam uma mistura de plantas nativas e exóticas, o que pode incentivar as abelhas a adotar um comportamento mais generalista para aproveitar os recursos disponíveis (Fortel, L. et al., 2014; Harrison; Winfree, 2015). Em contrapartida, as abelhas em

áreas naturais tendem a encontrar uma comunidade vegetal mais estável e composta majoritariamente por plantas nativas. Essa estabilidade pode favorecer a evolução de interações mais especializadas, onde as abelhas se adaptam a um número menor de plantas específicas que fornecem os recursos necessários de forma consistente (Tscharntke et al., 1998).

Contudo, a análise estatística da especialização das abelhas (d') não revelou uma diferença significativa entre os dois ambientes. Essa falta de diferença significativa indica que, em média, as abelhas nas áreas naturais e urbanas têm um valor semelhante de especialização em termos de suas interações com plantas. Dessa forma, uma possibilidade para esse acontecimento é que a presença de uma diversidade maior de plantas em áreas urbanas pode permitir que as abelhas nesses locais tenham acesso a uma variedade mais ampla de recursos florais. Diante disso, apesar de esperarmos que as abelhas urbanas sejam mais generalistas devido à variabilidade e dispersão de recursos, elas ainda podem desenvolver especializações em certos tipos de plantas que são abundantes ou exclusivas do ambiente urbano. Ou seja, a maior diversidade de plantas em áreas urbanas pode oferecer oportunidades para que algumas abelhas se especializem nesses locais.

Já os resultados da Beta Diversidade mostraram uma tendência para a diferenciação entre os ambientes urbanos e naturais, em que, áreas urbanas apresentam uma composição de espécies de abelhas mais homogênea. Isso provavelmente ocorre, pois, as abelhas com relações especializadas são as mais vulneráveis à urbanização, por conta da perda de vegetação natural, especialmente em áreas urbanizadas (Cariveau; Winfree, 2015; Graf et al., 2022). Áreas verdes urbanas muitas vezes têm uma composição de plantas escolhidas por razões estéticas ou práticas, resultando em recursos florais uniformes, o que pode levar a uma menor diversidade de espécies de abelhas adaptadas a esses recursos. Em ecossistemas naturais, a diversidade de plantas e a heterogeneidade do habitat estão mais associadas a suas abelhas nativas. Contudo, nesse contexto, Graf et al., (2022) explana que a proporção de cobertura vegetal e a diversidade

da paisagem são preditores significativos da riqueza de abelhas. A urbanização afeta de maneira diferenciada os grupos funcionais de abelhas. Abelhas solitárias, que nidificam no solo e são especialistas em plantas, são mais vulneráveis à urbanização do que abelhas eusociais generalistas. Essa vulnerabilidade afeta a funcionalidade dos ecossistemas urbanos, ressaltando a necessidade de adaptar as estratégias de conservação para proteger os grupos mais vulneráveis nas cidades.

Os dados fornecidos sobre a permeabilidade das áreas urbanas e naturais indicam uma variação significativa entre estas. Nas áreas naturais, os pontos C, F e J destacam-se como os mais permeáveis, com uma taxa de permeabilidade de 100%, visto que não possuem áreas urbanas. O ponto B, por outro lado, é a área menos permeável entre as áreas verdes, com uma taxa de permeabilidade de 90,68%, devido à presença mais significativa de áreas urbanas em comparação com os outros pontos naturais. Observa-se que áreas naturais com alta permeabilidade (entre 99,33% e 100%) exibem uma alta riqueza de espécies de abelhas. Além disso, embora o ponto B apresente menor permeabilidade, ainda sim sustenta uma diversidade significativa de espécies. Isso acaba sugerindo que, mesmo com a proximidade de áreas urbanas, a manutenção das altas taxas de permeabilidade em áreas naturais é o que dá suporte à biodiversidade da região, independentemente do grau de urbanização nas proximidades (Neumüller et al., 2020).

Em áreas urbanas, os locais com maior permeabilidade tendem a suportar uma maior diversidade de espécies devido à presença significativa de vegetação que fornece habitat e recursos alimentares para as abelhas (Hennig; Ghazoul, 2011). Áreas com maior permeabilidade, como o Parque Bike - Granja Marileusa (H), sustentam uma biodiversidade mais rica, enquanto áreas com menor permeabilidade, como o Parque Linear (E), suportam menor abundância e diversidade. Ademais, Parque do Sabiá (D) e Parque Municipal Victório Siquierolli (G), com taxas de permeabilidade de 42.89% e 32.01% respectivamente, mostram

uma biodiversidade considerável. Embora os fragmentos de vegetação em ambientes urbanizados não possam substituir uma área de vegetação natural, eles podem atuar como refúgios alternativos (Hennig; Ghazoul, 2011; Kowarik, 2011; Ayers; Rehan, 2021). Esses locais oferecem recursos alimentares, locais para nidificação, zonas de descanso durante a migração e ambientes com menores níveis de pesticidas (Daniels et al., 2020).

A Teoria do Forrageamento Ótimo (MacArthur; Pianka, 1966) ajuda a explicar as observações feitas nas áreas de amostragem. Áreas com alta permeabilidade oferecem um ambiente mais eficiente para o forrageamento das abelhas, promovendo uma maior diversidade de espécies. A manutenção de áreas verdes dentro de ambientes urbanos pode otimizar as estratégias de forrageamento. Além disso, Pyke (1984) sugere que as abelhas tendem a evitar o forrageamento em manchas vegetais menores e mais distantes, ou então, modificam seu comportamento para compensar os gastos de tempo e energia. Portanto, ambientes urbanos com alta disponibilidade e manutenção de recursos ao longo do ano podem otimizar as estratégias de forrageamento das abelhas, aumentando a riqueza de espécies nesses habitats (Lynch, 2019).

O arranjo espacial dos habitats em determinada área, as características físicas que impactam o movimento e a forma que os indivíduos das populações presentes interagem com a estrutura da paisagem determinam a conectividade (Lynch, 2019). Os Stepping-stones consistem em fragmentos de habitat que atuam como pontos de parada intermediários, de maneira a facilitar a movimentação de espécies entre áreas maiores de habitat fragmentado (Lynch, 2019). Esses elementos possuem a capacidade de aumentar a capacidade de movimentação de abelhas entre fragmentos de vegetação urbana (Van Rossum; Triest, 2012). Manchas habitat estruturalmente desconectadas podem ser estruturalmente conectadas se os organismos conseguirem se movimentar e dispersar entre elas, ou seja, mesmo estando desconectadas espacialmente, essas podem se relacionar funcionalmente (Lynch, 2019). Estudos demonstram que espaços verdes urbanos quando estruturados e implementados de

maneira a possibilitar a movimentação, têm a capacidade de impedir as perdas de biodiversidade por polinizadores em ambientes antropizados (Ayers; Rehan, 2021; Van Rossum; Triest, 2012). Dessa forma, compreende-se que os stepping-stones, apesar de não compensarem uma região de vegetação natural completa, podem servir de pontes para espécies com maior capacidade de movimentação e dispersão e como refúgio para espécies com melhor mobilidade.

5 CONCLUSÃO

A partir dos resultados obtidos neste estudo, é evidente que tanto áreas naturais quanto às áreas verdes urbanas desempenham papéis importantes na manutenção da diversidade de abelhas, cada uma com suas particularidades. Ambientes naturais são importantes para espécies especializadas com interações ecológicas complexas, enquanto áreas urbanas sustentam populações de polinizadores com composição diferente de espécies. Abelhas que interagem em ambos os ambientes demonstram flexibilidade e maior resiliência, adaptando-se a uma variedade de plantas em diferentes contextos. As áreas naturais apresentam interações ecológicas complexas e dependem de plantas específicas para sua sobrevivência. Exemplos disso são as abelhas oligoléticas, como *Tetraglossula anthracina* e *Tetraglossula fucosa*, que são altamente especializadas em plantas do gênero *Ludwigia* e foram encontradas exclusivamente em ambientes naturais. Por outro lado, as áreas urbanas, apesar de possuírem uma composição de espécies mais homogênea, revelaram uma capacidade de sustentar uma diversidade considerável de abelhas, principalmente aquelas com hábitos generalistas.

Espécies como *Apis mellifera* e *Trigona spinipes* demonstraram uma alta adaptabilidade a ambientes perturbados e urbanizados, demonstrando uma resiliência das redes de polinização urbana. Ademais, a conectividade e permeabilidade dos habitats, tanto naturais quanto urbanos, mostraram-se fatores determinantes para a movimentação e dispersão das abelhas, com

fragmentos de vegetação urbana atuando como "stepping-stones" que facilitam o fluxo entre populações isoladas. Em suma, o estudo sublinha a importância de ambos os tipos de áreas para a conservação da biodiversidade de abelhas, indicando que a coexistência de ambientes naturais e áreas verdes urbanas é fundamental para a manutenção de uma fauna de abelhas mais estruturada, cada qual contribuindo para a resiliência e sustentabilidade das redes de polinização.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGUIAR, C. M. L., & GAGLIANONE, M. C. (2003). Nesting biology of *Centris (Centris) aenea* Lepeletier (Hymenoptera, Apidae, Centridini). *Revista Brasileira de Zoologia*, 20, 601-606. <https://doi.org/10.1590/S0101-81752003000400006>
- ALMEIDA, E. A. B., & GIBRAN, N. S. (2017). Taxonomy of neopasiphaeine bees: review of *Tetraglossula Ogloblin*, 1948 (Hymenoptera: Colletidae). *Zootaxa*, 4303(4), 521. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4303.4.5>
- ANSELMO, P. A., CARDOSO, J. C. F., SIQUEIRA, P. R., & MARUYAMA, P. K. (2023). Non-native plants and illegitimate interactions are highly relevant for supporting hummingbird pollinators in the urban environment. *Urban Forestry & Urban Greening*, 86, 128025. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2023.128025>
- AYERS, Anthony C.; REHAN, Sandra M. Supporting bees in cities: how bees are influenced by local and landscape features. *Insects*, v. 12, n. 2, p. 128, 2021. <https://doi.org/10.3390/insects12020128>
- BANASZAK-CIBICKA, W., & ŹMIHORSKI, M. (2020). Are cities hotspots for bees? Local and regional diversity patterns lead to different conclusions. *Urban Ecosystems*, 23(4), 713-722. <https://doi.org/10.1007/s11252-020-00972-w>
- BANASZAK-CIBICKA, W., RATYŃSKA, H., & DYLEWSKI, Ł. (2016). Features of urban green space favourable for large and diverse bee populations (Hymenoptera: Apoidea: Apiformes). *Urban Forestry & Urban Greening*, 20, 448-452. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.10.015>
- BANASZAK-CIBICKA, W., TWERD, L., FLISZKIEWICZ, M., GIEJDASZ, K., & LANGOWSKA, A. (2018). City parks vs. natural areas-is it possible to preserve a natural level of bee richness and abundance in a city park?. *Urban Ecosystems*, 21, 599-613. <https://doi.org/10.1007/s11252-018-0756-8>
- BARBOLA, I. F., LAROCA, S., & DE ALMEIDA, M. C. (2000). Utilization of floral resources by wild bees (Hymenoptera, Apoidea) in the Floresta Estadual Passa Dois (Lapa, Parana, Brazil). *Revista Brasileira de Entomologia*, 44(1/2), 9-19.
- BARONIO, G. J., SOUZA, C. S., MARUYAMA, P. K., RAIZER, J., SIGRIST, M. R., & AOKI, C. (2021). Natural fire does not affect the structure and beta diversity of plant-pollinator networks, but diminishes floral-visitor specialization in Cerrado. *Flora*, 281, 151869. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2021.151869>
- BECKETT SJ (2016) Improved community detection in weighted bipartite networks. *Royal Society open science*, 3(1), 140536. <https://doi.org/10.1098/rsos.140536>
- CANE, J. H., MINCKLEY, R. L., KERVIN, L. J., ROULSTON, T. A. H., & WILLIAMS, N. M. (2006). Complex responses within a desert bee guild (Hymenoptera: Apiformes) to urban habitat fragmentation. *Ecological applications*, 16(2), 632-644. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2006\)016\[0632:CRWADB\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2006)016[0632:CRWADB]2.0.CO;2)

- CARIVEAU, D. P., & NORTON, A. P. (2009). Spatially contingent interactions between an exotic and native plant mediated through flower visitors. *Oikos*, 118(1), 107-114. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2008.16705.x>
- CARIVEAU, D. P., & WINFREE, R. (2015). Causes of variation in wild bee responses to anthropogenic drivers. *Current Opinion in Insect Science*, 10, 104-109. <https://doi.org/10.1016/j.cois.2015.05.004>
- CAVALCANTI, I. F. (2016). Tempo e clima no Brasil. Oficina de textos.
- CHACOFF NP, VÁZQUEZ DP, LOMÁSCOLO SB, STEVANI EL, DORADO J, PADRÓN B (2012) Evaluating sampling completeness in a desert plant–pollinator network. *Journal of Animal Ecology*, 81(1), 190-200. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2011.01883.x>
- CHAO A (1984) Nonparametric estimation of the number of classes in a population. *Scandinavian Journal of statistics*, 265-270. <https://www.jstor.org/stable/4615964>
- COLWELL RK, CODDINGTON JA (1994) Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 345(1311), 101-118. <https://doi.org/10.1098/rstb.1994.0091>
- DANIELS, B., JEDAMSKI, J., OTTERMANN, R., & ROSS-NICKOLL, M. (2020). A “plan bee” for cities: Pollinator diversity and plant-pollinator interactions in urban green spaces. *PloS one*, 15(7), e0235492. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0235492>
- DE ABREU, M. L. (1998). Climatologia da estação chuvosa de Minas Gerais: de Nimer (1977) à Zona de Convergência do Atlântico Sul. *Geonomos*. <https://doi.org/10.18285/geonomos.v6i2.166>
- DE SOUZA, A. O., DE CARVALHO FEITOZA, M., BORSATTO, R. S., COFFANI-NUNES, J. V., & DO NASCIMENTO, A. P. B. (2022). Urban gardens: contribution of small green spaces to sustainable drainage. *Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista*, 18(3). <https://doi.org/10.17271/1980082718320223400>
- DENG, C., DALEY, T., & SMITH, A. (2015). Applications of species accumulation curves in large-scale biological data analysis. *Quantitative Biology*, 3, 135-144. <https://doi.org/10.1007/s40484-015-0049-7>
- DORMANN CF, GRUBER B, FRÜND J (2008) Introducing the bipartite package: analysing ecological networks. *interaction*, 1(0.2413793)
- DORMANN, C. F., & STRAUSS, R. (2014). A method for detecting modules in quantitative bipartite networks. *Methods in Ecology and Evolution*, 5(1), 90-98. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12139>
- DÜRRBAUM, E., FORNOFF, F., SCHERBER, C., VESTERINEN, E., & EITZINGER, B. (2022). Metabarcoding of trap nests reveals differential impact of urbanization on cavity-nesting bee and wasp communities. *Molecular Ecology*, 32, 6449 - 6460. <https://doi.org/10.1111/mec.16818>
- FERREIRA, V. S., AGUIAR, C. M. L., COSTA, M. A., & SILVA, J. G. (2011). Morphometric analysis of populations of *Centris aenea lepeletier* (hymenoptera: apidae) from Northeastern

Brazil. Neotropical Entomology, 40, 97-102. <https://doi.org/10.1590/S1519-566X2011000100014>

FILHO, A., Verola, C., VERDE, L., & Freitas, B. (2015). Bee-flower association in the Neotropics: implications to bee conservation and plant pollination. *Apidologie*, 46, 530-541. <https://doi.org/10.1007/s13592-014-0344-8> <https://doi.org/10.1007/s13592-014-0344-8>

FORTEL, L. et al. Decreasing abundance, increasing diversity and changing structure of the wild bee community (Hymenoptera: Anthophila) along an urbanization gradient. *PloS one*, v. 9, n. 8, p. e104679, 2014. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0104679>

FRÜND J, MCCANN KS, WILLIAMS NM (2016) Sampling bias is a challenge for quantifying specialization and network structure: lessons from a quantitative niche model. *Oikos*, 125(4), 502-513. <https://doi.org/10.1111/oik.02256>

GOMES, I. N., BOSENBECKER, C., SILVA, V. H., CARDOSO, J. C., PENA, J. C., & MARUYAMA, P. K. (2023). Spatiotemporal availability of pollinator attractive trees in a tropical streetscape: Unequal distribution for pollinators and people. *Urban Forestry & Urban Greening*, 83, 127900. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2023.127900>

GRAF, L. V., SCHNEIBERG, I., & GONÇALVES, R. B. (2022). Bee functional groups respond to vegetation cover and landscape diversity in a Brazilian metropolis. *Landscape Ecology*, 37(4), 1075-1089.

GRAF, L. V., ZENNI, R. D., & GONÇALVES, R. B. (2020). Ecological impact and population status of non-native bees in a Brazilian urban environment. *Revista Brasileira de Entomologia*, 64, e20200006. <https://doi.org/10.1007/s10980-022-01430-y>

HARRISON, T.; WINFREE, R. Urban Drivers of Plant-Pollinator. *Functional Ecology*, p. 879-888, 2015. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12486>

HENNIG, E. I., & GHAZOUL, J. (2011). Plant–pollinator interactions within the urban environment. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 13(2), 137-150. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2011.03.003>

HSIEH TC, MA KH, CHAO A (2014) CRAN – Package iNEXT: iNterpolation and EXTrapolation for species diversity. R package v. 2.0. [WWW document] URL <http://chao.stat.nthu.edu>

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). (2022). População de Ubezzrlândia.

KOPPEN, W. (1931). *Climatologia*. México, Fundo de Cultura Econômica.

KOWARIK, I. (2011). Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation. *Environmental pollution*, 159(8-9), 1974-1983. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.02.022>

KÜHN, I., & KLOTZ, S. (2006). Urbanization and homogenization—comparing the floras of urban and rural areas in Germany. *Biological conservation*, 127(3), 292-300. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.06.033>

- LEMOINE-RODRÍGUEZ, R., INOSTROZA, L., & ZEPP, H. (2020). The global homogenization of urban form. An assessment of 194 cities across time. *Landscape and Urban Planning*, 204, 103949. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2020.103949>
- LYNCH, A. J. (2019). Creating effective urban greenways and stepping-stones: four critical gaps in habitat connectivity planning research. *Journal of Planning Literature*, 34(2), 131-155. <https://doi.org/10.1177/0885412218798334>
- MACARTHUR, R. H., & PIANKA, E. R. (1966). On optimal use of a patchy environment. *The American Naturalist*, 100(916), 603-609. <https://doi.org/10.1086/282454>
- MACARTHUR, R. H., & WILSON, E. O. (1963). An equilibrium theory of insular zoogeography. *Evolution*, 373-387. <https://doi.org/10.2307/2407089>
- MALKINSON, D., KOPEL, D., & WITTENBERG, L. (2018). From rural-urban gradients to patch-matrix frameworks: Plant diversity patterns in urban landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 169, 260-268. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2017.09.021>
- MCKINNEY, M. L. (2006). Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological conservation*, 127(3), 247-260. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.005>
- MCKINNEY, M. L., & LOCKWOOD, J. L. (1999). Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in ecology & evolution*, 14(11), 450-453. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(99\)01679-1](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(99)01679-1)
- MICHENER, C. D. (2007). *The Bees of the World* (2nd ed.). Johns Hopkins University Press. <https://doi.org/10.56021/9780801885730>
- MURRAY, T., FITZPATRICK, Ú., BYRNE, A., FEALY, R., BROWN, M., & PAXTON, R. (2012). Local-scale factors structure wild bee communities in protected areas. *Journal of Applied Ecology*, 49, 998-1008. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02175.x>
- NASCIMENTO, V. T., AGOSTINI, K., SOUZA, C. S., & MARUYAMA, P. K. (2020). Tropical urban areas support highly diverse plant-pollinator interactions: An assessment from Brazil. *Landscape and Urban Planning*, 198, 103801. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2020.103801>
- NASCIMENTO, V. T., AGOSTINI, K., SOUZA, C. S., & MARUYAMA, P. K. (2020). Tropical urban areas support highly diverse plant-pollinator interactions: An assessment from Brazil. *Landscape and Urban Planning*, 198, 103801. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2020.103801>
- NELSON, C.J.; FROST, C.M., NIELSEN, S.E. 2021. Narrow anthropogenic linear corridors increase the abundance, diversity, and movement of bees in boreal forests. *Forest Ecology and Management*, 489. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119044>
- NEUMÜLLER, U., BURGER, H., KRAUSCH, S., BLÜTHGEN, N., & AYASSE, M. (2020). Interactions of local habitat type, landscape composition and flower availability moderate wild bee communities. *Landscape Ecology*, 35, 2209-2224. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-01096-4>

OKSANEN J, BLANCHET FG, KINDT R, LEGENDRE P, MINCHIN PR, O'HARA RB, SIMPSON GL, SOLYMOS P, STEVENS MHH, WAGNER H. 2018. Package 'vegan' – Community Ecology Package

OLESEN, J. M., BASCOMPTE, J., DUPONT, Y. L., & JORDANO, P. (2007). The modularity of pollination networks. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 104: 19891– 19896. <https://doi.org/10.1073/pnas.0706375104>

PARDEE, G., BALLARE, K., NEFF, J., DO, L., OJEDA, D., BIENENSTOCK, E., BROSI, B., GRUBESIC, T., MILLER, J., TONG, D., & JHA, S. (2023). Local and Landscape Factors Influence Plant-Pollinator Networks and Bee Foraging Behavior across an Urban Corridor. *Land*. <https://doi.org/10.3390/land12020362>

PAUW, A. (2007). Collapse of a pollination web in small conservation areas. *Ecology*, 88 7, 1759-69. <https://doi.org/10.1890/06-1383.1>.

PRADO, B. Q. D. M., FERNANDES, H. R., ARAÚJO, T. G., LAIA, G. A., & BIASE, N. G. (2016). Avaliação de variáveis climatológicas da cidade de Uberlândia (MG) por meio da análise de componentes principais. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 21, 407-413. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522016147040>

PYKE, G. H. (1984). Optimal foraging theory: a critical review. *Annual review of ecology and systematics*, 15, 523-575. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.15.110184.002515>

ROCHA-FILHO, L., FERREIRA-CALIMAN, M., GARÓFALO, C., & AUGUSTO, S. (2018). A Specialist in an Urban Area: Are Cities Suitable to Harbour Populations of the Oligolectic Bee *Centris (Melacentris) collaris* (Apidae: Centridini)? *Annales Zoologici Fennici*, 55, 135 - 149. <https://doi.org/10.5735/086.055.0101>

Roubik, D. W. (2006). *Ecology and Natural History of Tropical Bees*. Cambridge University Press.

SAKAGAMI, S. F., LAROCA, S., & MOURE, J. S. (1967). Wild Bee Biocoenotics in São Jose dos Pinhais (PR), South Brazil.: Preliminary Report (With 3 Text-figures and 7 Tables). *北海道大學理學部紀要*, 16(2), 253-291.

SILVA, J. L. S., DE OLIVEIRA, M. T. P., CRUZ-NETO, O., TABARELLI, M., & LOPES, A. V. (2021). Plant–pollinator interactions in urban ecosystems worldwide: A comprehensive review including research funding and policy actions. *Ambio*, 50(4), 884-900. <https://doi.org/10.1007/s13280-020-01410-z>

SILVA, V. H., GOMES, I. N., CARDOSO, J. C., BOSENBECKER, C., SILVA, J. L., CRUZ-NETO, O., ... & MARUYAMA, P. K. (2023). Diverse urban pollinators and where to find them. *Biological Conservation*, 281, 110036. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.110036>

SOMME, L., MOQUET, L., QUINET, M., VANDERPLANCK, M., MICHEZ, D., LOGNAY, G., & JACQUEMART, A. L. (2016). Food in a row: urban trees offer valuable floral resources to pollinating insects. *Urban Ecosystems*, 19, 1149-1161. <https://doi.org/10.1007/s11252-016-0555-z>

- SOUZA, C. S., MARUYAMA, P. K., SANTOS, K. C., VARASSIN, I. G., GROSS, C. L., & ARAUJO, A. C. (2021). Plant-centred sampling estimates higher beta diversity of interactions than pollinator-based sampling across habitats. *New Phytologist*, 230(6), 2501-2512. <https://doi.org/10.1111/nph.17334>
- STAAB, M., PEREIRA-PEIXOTO, M. H., & KLEIN, A. M. (2020). Exotic garden plants partly substitute for native plants as resources for pollinators when native plants become seasonally scarce. *Oecologia*, 194(3), 465-480. <https://doi.org/10.1007/s00442-020-04785-8>
- TAVARES BRANCHER, K. P., GRAF, L. V., HERINGER, G., & ZENNI, R. D. (2024). Urbanization and abundance of floral resources affect bee communities in medium-sized neotropical cities. *Austral Ecology*, 49(1), e13299. <https://doi.org/10.1111/aec.13299>
- THEODOROU, P., ALBIG, K., RADZEVIČIŪTĖ, R., SETTELE, J., SCHWEIGER, O., MURRAY, T. E., & PAXTON, R. J. (2017). The structure of flower visitor networks in relation to pollination across an agricultural to urban gradient. *Functional Ecology*, 31(4), 838-847. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12803>
- THEODOROU, P., RADZEVIČIŪTĖ, R., LENTENDU, G., KAHNT, B., HUSEMANN, M., BLEIDORN, C., ... & PAXTON, R. J. (2020). Urban areas as hotspots for bees and pollination but not a panacea for all insects. *Nature communications*, 11(1), 576. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-14496-6>
- THOMPSON, G., & WITHERS, P. (2003). Effect of species richness and relative abundance on the shape of the species accumulation curve. *Austral Ecology*, 28, 355-360. <https://doi.org/10.1046/j.1442-9993.2003.01294.x>
- THRELFALL, C., WALKER, K., WILLIAMS, N., HAHS, A., MATA, L., STORK, N., & LIVESLEY, S. (2015). The conservation value of urban green space habitats for Australian native bee communities. *Biological Conservation*, 187, 240-248. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.05.003>
- TOMMASI, D., MIRO, A., HIGO, H. A., & WINSTON, M. L. (2004). Bee diversity and abundance in an urban setting. *The Canadian Entomologist*, 136(06), 851-869. <https://doi.org/10.4039/n04-010>
- TOMMASI, N., PIOLTELLI, E., BIELLA, P., LABRA, M., CASIRAGHI, M., & GALIMBERTI, A. (2022). Effect of urbanization and its environmental stressors on the intraspecific variation of flight functional traits in two bumblebee species. *Oecologia*, 199(2), 289-299. <https://doi.org/10.1007/s00442-022-05184-x>
- TSCHARNTKE, T., GATHMANN, A., & STEFFAN-DEWENTER, I. (1998). Bioindication using trap-nesting bees and wasps and their natural enemies: community structure and interactions. *Journal of applied ecology*, 35(5), 708-719. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.1998.355343.x>
- VAN ROSSUM, F., & TRIEST, L. (2012). Stepping-stone populations in linear landscape elements increase pollen dispersal between urban forest fragments. *Plant Ecology and Evolution*, 145(3), 332-340. <https://doi.org/10.5091/plecevo.2012.737>

VÁZQUEZ DP, MORRIS WF, JORDANO P (2005) Interaction frequency as a surrogate for the total effect of animal mutualists on plants. *Ecology letters*, 8(10), 1088-1094. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00810.x>

VIZENTIN-BUGONI J, MARUYAMA PK, DEBASTIANI VJ, DUARTE LDS, DALSGAARD B, SAZIMA M (2016) Influences of sampling effort on detected patterns and structuring processes of a Neotropical plant–hummingbird network. *Journal of Animal Ecology*, 85(1), 262-272. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12459>

WHITTAKER, R. H. (1960). Vegetation of the Siskiyou mountains, Oregon and California. *Ecological monographs*, 30(3), 279-338. <https://doi.org/10.2307/1943563>

WILMS, W., & WIECHERS, B. (1997). Floral resource partitioning between native *Meliponids* and the introduced Africanized honey bee in the Brazilian Atlantic rainforest. *Apidologie*, 28(6), 339-355. <https://doi.org/10.1051/apido:19970602>

WILSON, C. J., & JAMIESON, M. A. (2019). The effects of urbanization on bee communities depends on floral resource availability and bee functional traits. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0225852>

ZAYED, A., PACKER, L., GRIXTI, J., RUZ, L., OWEN, R., & TORO, H. (2006). Increased genetic differentiation in a specialist versus a generalist bee: implications for conservation. *Conservation Genetics*, 6, 1017-1026. <https://doi.org/10.1007/s10592-005-9094-5>

CAPÍTULO 2: DIFERENÇAS NA QUANTIDADE DE TIPOS POLÍNICOS CARREGADOS POR ABELHAS EM ÁREAS NATURAIS E URBANAS.

RESUMO

As cidades são ecossistemas dinâmicos que favorecem espécies de abelhas generalistas em detrimento das especializadas. A conectividade das áreas verdes urbanas, como parques e jardins, influencia significativamente as interações ecológicas entre plantas e abelhas polinizadoras. Apesar dos desafios, ambientes urbanos podem manter polinizadores saudáveis quando possuem áreas verdes adequadas e diversificadas. A introdução de plantas exóticas aumenta a diversidade de espécies vegetais, contribuindo para uma maior diversidade de polinizadores. A pesquisa compara a interação entre abelhas e plantas em ambientes naturais e urbanos. O estudo foi realizado em 10 áreas do Cerrado Brasileiro, em Uberlândia, MG. Cinco áreas eram de vegetação natural e cinco urbanas. Amostragens foram feitas com redes entomológicas e abelhas capturadas foram analisadas para identificar o pólen coletado. Lâminas com pólen das abelhas foram preparadas e analisadas digitalmente. Modelos lineares mostraram que a quantidade média de morfotipos de pólen é maior em áreas urbanas. Gráficos e heatmaps revelaram variações significativas entre espécies e tipos de áreas, destacando espécies com maiores quantidades de pólen em ambientes urbanos. A maior diversidade de pólen em áreas urbanas pode ser atribuída à introdução de plantas exóticas que alteram a fenologia das plantas locais, oferecendo recursos sazonais adicionais. A variação entre espécies indica respostas específicas aos tipos de área, sugerindo adaptações ou nichos ecológicos distintos. Dessa forma, compreende-se que áreas verdes urbanas e aumentam a diversidade de plantas nativas em áreas urbanas e pode ajudar a sustentar o nicho ecológico de abelhas nesses locais.

Palavras-chave: Ecossistemas urbanos; Adaptabilidade das abelhas; Ecologia urbana; Plantas exóticas; Abelhas urbanas.

ABSTRACT

Cities are dynamic ecosystems that favor generalist bee species over specialist ones. The connectivity of urban green areas, such as parks and gardens, significantly influences the ecological interactions between plants and pollinating bees. Despite the challenges, urban environments can maintain healthy pollinator populations when they have adequate and diverse green spaces. The introduction of exotic plants increases the diversity of plant species, contributing to greater diversity of pollinators. The research compares the interaction between bees and plants in natural and urban environments. The study was conducted in 10 areas of the Brazilian Cerrado in Uberlândia, MG. Five areas were of natural vegetation and five were urban. Samples were taken using entomological nets, and captured bees were analyzed to identify the pollen collected. Slides with bee pollen were prepared and analyzed digitally. Linear models showed that the average quantity of pollen morphotypes is higher in urban areas. Graphs and heatmaps revealed significant variations between species and types of areas, highlighting species with higher amounts of pollen in urban environments. The greater diversity of pollen in urban areas can be attributed to the introduction of exotic plants that alter the phenology of local plants, offering additional seasonal resources. The variation between species indicates specific responses to the types of areas, suggesting distinct ecological adaptations or niches. Thus, it is understood that urban green areas increase the diversity of native plants in urban areas and can help sustain the ecological niche of bees in these locations.

Keywords: Urban ecosystems; Bee adaptability; Urban ecology; Exotic plants; Urban bees.

1 INTRODUÇÃO

As cidades são ambientes construídos predominantemente para atender às necessidades específicas da espécie *Homo sapiens*, resultando em um aumento significativo na similaridade composicional das espécies em biomas urbanos mundialmente (McKinney, 2006, Grimm et al., 2018). Esses locais promovem mudanças ambientais radicais nos ecossistemas, associadas à perda e fragmentação de habitat, introdução de espécies não-nativas, aquecimento urbano e contaminantes ambientais, influenciando a biodiversidade e os sistemas hídricos tanto em nível local quanto regional. Esse tipo de ambiente favorece uma homogeneização de habitats, com a seleção de espécies generalistas que possuem uma rápida adaptação e crescimento em detrimento de espécies especializadas, como as abelhas nativas (Grimm et al., 2018; Harrison; Winfree, 2015; McKinney, 2006).

Contudo, a homogeneização dos sistemas bióticos não é inevitável, dependendo da proporção entre os processos de imigração (invasão de espécies não-nativas) e extinção (perda de espécies nativas) (McKinney, 2006). A magnitude desses processos pode gerar diferentes resultados em termos de diversidade de espécies. Um equilíbrio entre imigração e extinção resulta em comunidades mais homogêneas, com a uniformização da presença de espécies não-nativas e a perda uniforme de espécies nativas. No entanto, esses processos também podem levar a comunidades mais diversas entre áreas urbanas. Por exemplo, variações significativas na imigração e extinção diferencial de espécies nativas podem aumentar a diversidade entre as áreas distintas (Olden & Poff, 2003; Lokatis & Jeschke, 2022). Dessa forma, é necessário compreender como conectividade estrutural das áreas verdes urbanas (como parques públicos, jardins privados, praças e pomares) influencia o funcionamento ecológico das interações das plantas e suas abelhas polinizadoras nesses locais (Graffigna et al., 2024).

A conectividade da paisagem refere-se à capacidade da paisagem de facilitar ou impedir o movimento entre recursos em diferentes fragmentos (patches). A utilização de um patch de

recurso por um organismo depende não apenas da distância entre os fragmentos, mas também da natureza biofísica das rotas entre eles e da biologia e comportamento do organismo (Taylor et al., 1993). Rotas que facilitam o movimento desimpedido entre patches aumentam a conectividade, enquanto outras podem dificultar o movimento em graus variados. Assim, uma maior conectividade entre áreas verdes urbanas está associada a uma maior diversidade de polinizadores e, conseqüentemente, mais interações com as plantas que polinizam (Graffigna et al., 2024).

Durante a maior parte do século XX, pesquisadores na área de ecologia negligenciaram o estudo de áreas urbanas, resultando em um conhecimento ecológico limitado e pouca contribuição para a resolução de problemas ambientais urbanos (Grimm et al., 2018). Isto pode ter ocorrido porque as cidades geralmente são consideradas ambientes hostis para a sustentabilidade da biodiversidade de polinizadores, possivelmente devido à falta de habitats adequados e recursos naturais (Cardoso; Gonçalves, 2020). Contudo, a tendência de crescimento urbano elevado ressaltou a necessidade de compreender as principais tendências de urbanização. Em resposta a essa necessidade, observou-se um aumento crescente de estudos que visam entender a biodiversidade e as interações ecológicas em áreas urbanas nos últimos anos (United Nations, 2018; Grimm et al., 2018). Isso inclui a compreensão dos serviços de polinização em áreas urbanas realizadas por abelhas.

Esses estudos demonstraram que, embora os ambientes urbanos representem uma ameaça aos polinizadores, uma análise das características dos espaços verdes urbanos pode revelar as medidas necessárias para que esses espaços funcionem como nichos de conservação desses indivíduos. Além disso, esses locais podem estabelecer uma quantidade significativa de interações ecológicas entre plantas e abelhas. As áreas verdes urbanas, quando possuem um tamanho adequado e diversificação florística, podem servir como habitats favoráveis para abelhas. No entanto, podem existir diferenças na ocorrência de espécies com características

funcionais distintas entre os parques urbanos e a paisagem natural. Portanto, é necessário compreender quais espécies estão presentes nesses locais e seus padrões de interações (Cariveau; Winfree, 2015; Banaszak-Cibicka, 2018; Wilson; Jamieson, 2019; Banaszak-Cibicka; Żmihorski, 2020; Theodorou et al., 2020, Daniels et al., 2020; Wenzel et al., 2020; Llodra-Llabrés & Carinanos, 2022; Graffigna et al., 2024; Płaskonka et al., 2024).

A composição das populações de himenópteros polinizadores é determinada pelas plantas presentes em seu ambiente (Nelson; Frost; Nielsen, 2021). Em áreas verdes urbanas, geralmente observa-se uma maior riqueza de espécies vegetais em comparação com as áreas rurais circundantes, devido à introdução de espécies exóticas, ampliando a diversidade com a presença de espécies nativas e exóticas (Wania; Kühn & Klotz, 2006). Ademais, essas plantas podem apresentar características morfológicas mais atraentes e períodos de floração distintos em comparação com as espécies nativas (Harrison & Winfree, 2015).

As plantas não nativas apresentam um fenologia de floração distinta das populações vegetais nativas, alterando a disponibilidade sazonal de recursos para os polinizadores ao longo de todo. Essa mudança fenológica pode ser um fator que contribui para o aumento da diversidade de himenópteros polinizadores em áreas urbanas (Harrison & Winfree, 2015). Contudo, é importante reconhecer que embora as plantas exóticas possam fornecer recursos adicionais e apoiar polinizadores generalistas, as plantas nativas são mais eficazes em atrair uma diversidade maior de polinizadores e promover interações especializadas (Zaninotto; Thebault & Dajoz, 2023). Portanto, o objetivo deste estudo é compreender se a carga polínica carregada por abelhas difere entre fragmentos urbanos e áreas naturais. A hipótese formulada é que as abelhas em áreas urbanas apresentam um maior número de interações em comparação com as áreas naturais.

2 METODOLOGIA

2.1.1 Área de estudo

As amostras do pólen presente em abelhas são oriundas de 10 áreas do Cerrado Brasileiro, no município de Uberlândia, localizado na microrregião do Triângulo Mineiro, no Estado de Minas Gerais, Brasil. Cinco dessas áreas estão situadas em regiões de vegetação natural do cerrado stricto sensu, as outras cinco áreas estão localizadas em espaços verdes urbanos, como parques e praças, que possuem uma cobertura vegetal superior a 100 metros quadrados, mas que são próximas a edificações humanas e que possui um tráfego de pessoas. Foi mantida uma distância mínima de 15 metros entre cada parcela amostral para garantir a independência dos dados coletados. As áreas A, B, C, F e J são de vegetação natural, enquanto as áreas D, E, G, H e I são urbanas. Em cada local de amostragem, foram estabelecidas quatro parcelas (plots) de 250 m² cada, com uma distância mínima de 5 km entre os locais de coleta.

As amostragens foram realizadas nas seguintes coordenadas: Área A: Estação Biológica Estadual do Panga/Fazenda Experimental do Panga – UFU (19°10'54.3"S 48°23'37.1"W, 19°10'53.4"S 48°23'42.0"W, 19°11'00.7"S 48°23'36.9"W, 19°10'57.2"S 48°23'30.9"W). Área B: Fazenda do Glória – UFU (18°58'11.6"S, 48°12'33.6"W, 18°58'15.3"S, 48°12'31.6"W, 18°58'20.5"S, 48°12'28.9"W, 18°58'29.4"S, 48°12'25.3"W). Área C: Trilha da Cruz Branca (19°02'20.3"S 48°05'28.1"W, 19°02'22.8"S 48°05'35.2"W, 19°02'24.5"S 48°05'46.9"W, 19°02'25.3"S 48°05'21.1"W). Área D: Parque do Sabiá (18°54'42.4"S 48°14'18.5"W, 18°54'52.0"S 48°14'08.8"W, 18°54'37.6"S 48°13'51.8"W, 18°54'28.3"S 48°14'25.5"W). Área E: Parque Linear (18°55'26.9"S 48°17'53.5"W, 18°55'20.0"S 48°17'55.4"W, 18°55'22.0"S 48°18'00.7"W, 18°55'29.0"S 48°17'56.7"W). Área F: Clube Caça e Pesca Itororó (18°59'32.1"S 48°18'13.3"W, 19°00'07.4"S 48°18'47.4"W, 19°00'11.5"S 48°18'47.4"W, 19°00'13.8"S 48°18'50.2"W). Área G: Parque Municipal Victório Siquierolli (18°52'34.9"S 48°17'11.2"W, 18°52'26.0"S 48°17'07.0"W, 18°52'23.3"S 48°17'10.5"W, 18°52'21.8"S 48°17'05.6"W). Área

H: Parque Bike - Granja Marileusa (18°52'30.9"S 48°15'00.5"W, 18°52'27.8"S 48°14'56.0"W, 18°52'32.1"S 48°14'50.6"W, 18°52'45.4"S 48°14'55.0"W). Área I: Parque Municipal Santa Luzia (18°56'20.2"S 48°14'19.7"W, 18°56'17.5"S 48°14'20.9"W, 18°56'21.7"S 48°14'17.1"W, 18°56'23.3"S 48°14'15.5"W). Área J: Parque Estadual do Pau Furado (18°49'38.2"S 48°10'03.4"W, 18°49'34.5"S 48°10'03.2"W, 18°49'30.5"S 48°10'02.6"W, 18°49'26.0"S 48°10'03.8"W)

2.1.2 Coleta de abelhas

As coletas foram realizadas por uma equipe composta, em média, por três coletores. Cada coletor se posicionou em diferentes pontos dentro da área demarcada, a amostragem foi executada utilizando redes entomológicas, essas ferramentas foram escolhidas como as mais adequadas para impedir a danificação dos espécimes e evitar a danificação do material polínico presente nessas (Sakagami et al. 1967). Após a captura, cada espécime de abelha foi colocado em tubos Eppendorf previamente secos, a fim de evitar a contaminação cruzada de pólen proveniente de outros locais, preservando a integridade das amostras. Cada tubo Eppendorf foi devidamente indexado com informações relevantes, tais como data, local da coleta, e identificações específicas do coletor. Na fase de identificação, cada abelha foi catalogada e recebeu uma identificação única. A partir disso, foi possível confeccionar lâminas contendo o pólen presente nelas.

2.1.3 Amostragem polínica

De cada amostra de abelha foram confeccionadas 2 lâminas, uma com material polínico coletado do corpo da abelha e outra da perna. O pólen que é transportado nas pernas, conhecido como corbícula ou escopa, é tipicamente utilizado para alimentação das larvas e não contribui diretamente para a polinização, esses geralmente são compactados em forma de pellets, o que reduz sua viabilidade para a polinização. Por outro lado, o pólen que fica sem áreas do corpo menos acessíveis para a limpeza das abelhas, como a parte dorsal do tórax e do abdômen, sendo

essas partes conhecidas como "safe sites" (locais seguros), frequentemente é transferido para outras flores durante a visitação, contribuindo para a polinização (Koch et al., 2017; Free & Durrant, 1966; Parker et al., 2015).

Para a retirada dos grãos de pólen das diferentes partes das abelhas, foi utilizada uma gelatina contendo fucsina em sua composição. A fucsina é um corante de cor magenta, com a fórmula química $C_{20}H_{19}N_3$, essa molécula liga-se ao revestimento de pólen (esporopolenina, um biopolímero quimicamente inerte), possibilitando a visualização dos padrões de exina do pólen (Streicher et al., 2023; Jia et al., 2021; Beattie, 1971). O pólen foi coletado esfregando um pequeno pedaço de gel (aproximadamente $1,5 \times 1,5 \times 1,5$ mm). Para a preparação das lâminas, colocamos o pedaço de gel em uma lâmina de microscópio e aquecemos em uma placa de aquecimento a cerca de $70^{\circ}C$ para derreter o gel e iniciar a coloração. Foi colocada uma lamínula sobre o gel, retirando-o do calor e pressionando a lamínula imediatamente para tornar a amostra o mais fina possível, sem esmagar os grãos de pólen. As bordas da lamínula foram seladas com esmalte de unha transparente, e a amostra foi rotulada com a espécie, local e data de coleta. As amostras foram deixadas ao menos durante a noite antes de uma observação mais detalhada ou digitalização, para permitir a completa coloração.

Duas amostras de lâminas foram coletadas de cada abelha: uma com o pólen retirado do corpo e outra com o pólen retirado das pernas. Para a realização das observações, geralmente é utilizada a técnica de acetólise para o tratamento dos grãos de pólen. No entanto, neste trabalho, optou-se por realizar a separação dos morfotipos utilizando pólen in natura (Erdtman, 2013). As amostras foram coletadas de um total de 548 abelhas, resultando em 1.096 lâminas para análise.

2.1.4 Visualização e separação dos tipos polínicos

Durante esta fase do estudo, as lâminas foram digitalizadas utilizando o scanner de lâminas Scanscope AT, o qual proporciona a digitalização de amostras diversas com a qualidade

e precisão comparáveis às de um microscópio (Olson, 2006). Este sistema permite capturas em alta resolução, possibilitando a obtenção de arquivos digitalizados para subsequente análise computadorizada (Olson, 2006). Os arquivos digitais gerados foram analisados e interpretados com o auxílio do software Aperio ImageScope, que facilita a visualização detalhada das lâminas e contribui significativamente para a classificação dos grãos de pólen. Posteriormente, foi realizada uma triagem sistemática com o objetivo de diferenciar os diferentes tipos de pólen presentes nas lâminas de cada abelha. A análise visual, que incluiu a avaliação do tamanho, forma, estrutura de superfície e detalhes internos dos grãos de pólen, permitiu a distinção das fontes botânicas correspondentes. Com base nessas informações, foi possível elaborar uma tabela que quantifica os tipos polínicos coletados por cada abelha nas áreas amostradas.

2.1.5 Análise estatística

Para investigar a riqueza dos morfotipos de pólen coletados por abelhas em ambientes naturais e urbanos, realizamos uma Modelagem Linear Generalizada com distribuição de Poisson (Jian-peng et al., 2019). Utilizamos como variável dependente a quantidade de morfotipos de pólen e como variável independente o tipo de área (natural ou urbana). O modelo foi ajustado usando o método de máxima verossimilhança (IRLS - Iteratively Reweighted Least Squares). Para a execução das análises, utilizamos o software Python, versão 3.12.4 (Python Software Foundation, 2023). Adicionalmente, construímos um gráfico de linhas que exhibe as previsões ajustadas para a quantidade de pólen. Esse é utilizado para visualizar a mudança de valores ao longo de uma dimensão categórica (neste caso, diferentes espécies) e, levou em consideração o tipo de área e o nome das espécies, com o objetivo de verificar como a quantidade de pólen esperada varia entre ambientes urbanos e naturais para cada espécie (Kato et al., 2022). Também elaboramos um heatmap, baseado na riqueza de tipos polínicos, para comparar visualmente as quantidades de pólen coletadas por diferentes espécies de abelhas presentes simultaneamente em áreas urbanas e naturais, a fim de compreender como esses

ambientes influenciam o comportamento de forrageamento das abelhas (Zhao; Guo; Sheng; Shyr, 2014).

3 RESULTADOS

Foram coletadas, no total, 548 abelhas, compreendendo 69 espécies distintas. Dessas, foram montadas 1056 lâminas de pólen. A partir da comparação da carga polínica carregada por cada uma dessas abelhas, foi possível observar que, apesar da quantidade variar de abelha para abelha, existe uma tendência de que as áreas urbanas abriguem abelhas com uma maior quantidade de carga polínica. O heatmap fornece uma visão clara dos padrões da coleta de pólen por diferentes espécies de abelhas que estão presentes tanto em ambientes naturais e quanto em ambientes urbanos, com a visualização das quantidades médias de pólen coletadas em cada tipo de área (Figura 1).

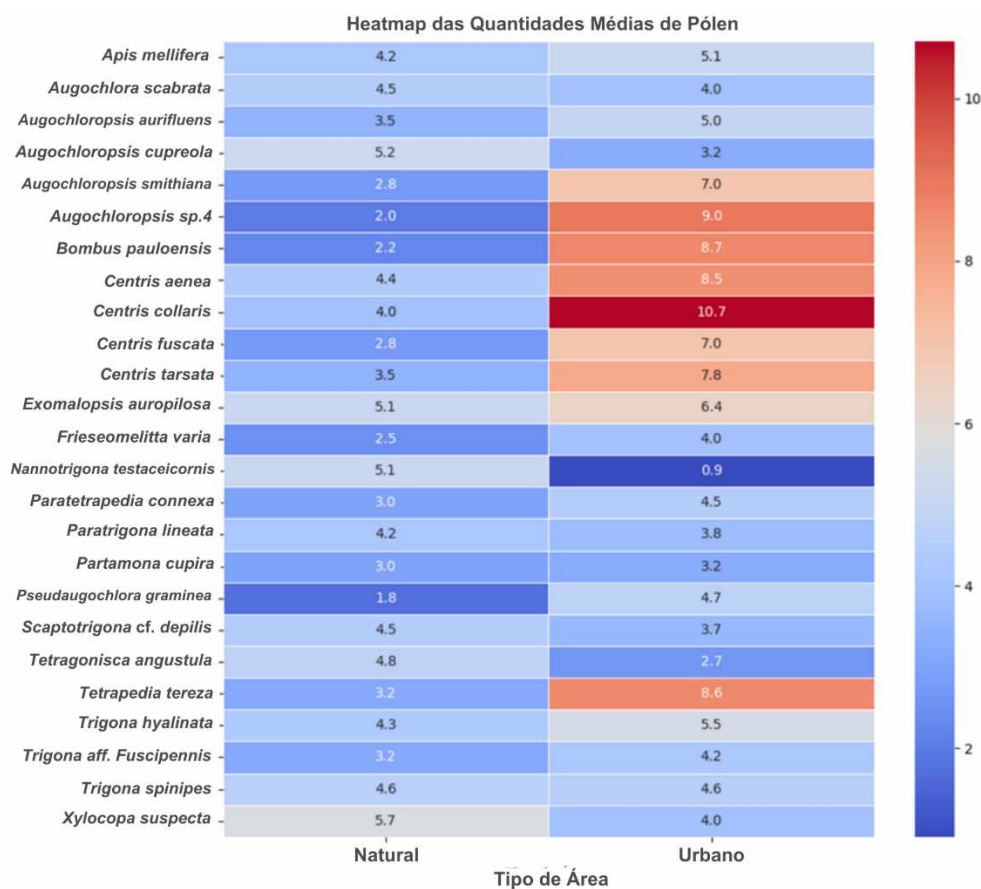


Figura 1: A escala de cores varia de azul (menores quantidades) a vermelho (maiores quantidades), destacando como a urbanização afeta a disponibilidade de pólen para diferentes espécies.

A partir desse mapa de calor, é possível observar que espécies como *Centris collaris*, *Augochloropsis sp.4*, *Bombus pauloensis*, e *Centris aenea* coletaram significativamente mais pólen em áreas urbanas em comparação com áreas naturais. Espécies como *Trigona spinipes* e *Partamona cupira* coletaram quantidades médias de pólen semelhantes tanto em áreas naturais quanto em urbanas. *Xylocopa suspecta* e *Augochloropsis cupreola* coletaram mais pólen em áreas naturais em comparação com áreas urbanas, como mostrado pelas cores mais azuis em áreas urbanas.

Os resultados do Modelo Linear Generalizado (GLM) indicam que a média ajustada da quantidade de morfotipos de pólen em áreas urbanas é significativamente maior do que em áreas naturais. O coeficiente para áreas urbanas foi estimado em 0.1002 ($z = 3.739$, $p < 0.001$). Este resultado é estatisticamente significativo e aponta para uma variação discreta, porém consistente, na diversidade de pólen associada à urbanização. Conforme observado na figura 2.

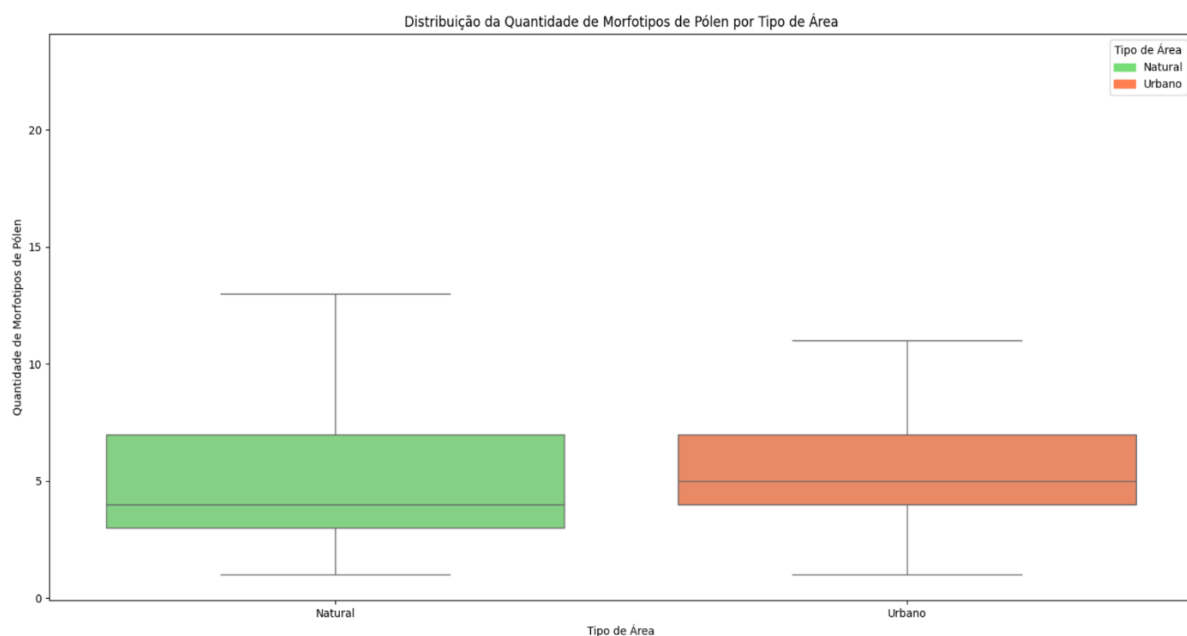


Figura 2: Distribuição de morfotipos de pólen colado nas abelhas em áreas naturais (verde) e urbanas (laranja).

4 DISCUSSÃO

A partir da visualização dos resultados, observou-se padrões distintos, de carga polínica em cada abelha, refletindo a complexidade das interações possíveis entre esses polinizadores e seus habitats. O heatmap fornecido oferece uma visão mais clara de como as espécies que aparecem simultaneamente em ambientes naturais e urbanos se comportam. Observa-se uma quantidade média de pólen maior em áreas urbanas comparadas às áreas naturais para as espécies: *Apis mellifera*, *Augochloropsis aurifluens*, *Augochloropsis smithiana*, *Augochloropsis sp.4*, *Bombus pauloensis*, *Centris aenea*, *Centris collaris*, *Centris fuscata*, *Centris tarsata*, *Exomalopsis auropilosa*, *Frieseomelitta varia*, *Paratetrapedia conexa*, *Pseudaugochlora gramínea*, *Trigona aff. fuscipennis*, *Tetrapedia tereza*, *Trigona hyalinata*. Isso pode indicar que essas espécies encontram condições mais favoráveis para a coleta de pólen em ambientes urbanos.

As abelhas do gênero *Centris*, coletaram uma riqueza de grãos de pólen maior em áreas urbanas em comparação com áreas naturais. Embora as abelhas sejam mais abundantes nas áreas naturais, nas áreas urbanas apresentaram uma maior variedade de morfotipos polínicos carregados. Uma possível explicação para esse fenômeno é a menor competição intraespecífica nas áreas urbanas ou a partição de nicho dessas espécies nesses locais (Rabelo et al., 2014; Lima et al., 2017; da Rocha Filho; Moure-Oliveira; Garófalo, 2018). Outras espécies, como *Augochloropsis sp.4* e *Bombus pauloensis*, também apresentaram uma diferença significativa entre as áreas estudadas, coletando maiores quantidades de pólen nas áreas urbanas em comparação com as áreas naturais. A disponibilidade de diversas fontes florais ao longo do ano e a variação nas atividades de nidificação podem contribuir para a partição de nicho nesses ambientes. Consequentemente, isso pode levar a uma redução na competição intraespecífica (O'Connell et al., 2021; Quinzoni; Marcolet; Michelot-Antalik, 2024).

Espécies como *Nannotrigona testaceicornis* e *Tetragonisca angustula* apresentam menores quantidades de tipos polínicos em áreas urbanas quando comparadas a áreas naturais. Contudo, essas espécies apresentam um hábito generalista de coleta de pólen, visitando diversas espécies botânicas comuns em parques, jardins, fragmentos de mata e ervas associadas a culturas agrícolas. Além disso, essas espécies tendem a buscar outras fontes de recursos ou utilizar horários diferentes para a coleta, a fim de evitar a competição com outras espécies (Carvalho; Marchini, 1999). A competição inter e intraespecífica, assim como as flutuações ambientais, aumentam a eficiência de exploração e ampliam a gama de recursos utilizados (Carvalho; Marchini, 1999). Portanto, uma possível explicação para esse fenômeno pode ser um problema de amostragem ou que, especificamente nas áreas urbanas, o local oferecia poucas oportunidades para a partição de nicho. Espécies como *Xylocopa suspecta* têm quantidades médias de pólen relativamente próximas em ambas as áreas, sendo 5,7 em áreas naturais e 4,0 em áreas urbanas, indicando que elas podem ser menos sensíveis ao tipo de ambiente. Mas em geral, parece haver uma tendência de que espécies em áreas urbanas têm quantidades médias de pólen mais altas. Isso pode ser devido à disponibilidade de recursos ou condições ambientais favoráveis em ambientes urbanos.

Ao realizar a análise comparativa entre a diversidade de morfotipos polínicos transportados por todas as abelhas em habitats naturais e urbanos, através do GLM, nota-se uma predominância na variedade de morfotipos de pólen nas abelhas de zonas urbanizadas. Esta observação pode ser atribuída à introdução de plantas exóticas em ambientes urbanos, as quais aumentam o espectro de floração das populações vegetais locais. Essas mudanças podem influenciar a disponibilidade sazonal e a abundância de recursos disponíveis para os polinizadores (Nascimento et al., 2020; O'Connell et al., 2021; Ayers; Rehan, 2021; Dürbaum et al., 2022; Lanuza et al., 2023; Quinzoni, Marcolet; Michelot-Antalik, 2024). O mix diversificado de plantas ornamentais pode ajudar a sustentar polinizadores em ambientes

urbanos, especialmente em épocas do ano em que outros recursos de plantas nativas podem ser escassos (Gomes, et al., 2023; Quinanzoni; Marcolet; Michelot-Antalik, 2024).

Em ambientes com predominância de cobertura urbana, uma parcela significativa da carga polínica das abelhas origina-se de plantas cultivadas nos próprios jardins urbanos. Essas áreas verdes urbanas, podem funcionar como ilhas de recursos altamente gratificantes em paisagens que, de outra forma, seriam pobres em recurso (Nascimento et al., 2020; O’Connell et al., 2021). Dessa forma, o plantio de diferentes espécies de árvores em regiões com baixa densidade de recursos florais pode melhorar a disponibilidade de recursos para a comunidade em geral (Gomes, et al., 2023).

CONCLUSÃO

O presente estudo demonstrou que ambientes urbanos podem proporcionar condições favoráveis para a manutenção de populações saudáveis de polinizadores, particularmente abelhas, quando possuem áreas verdes adequadas e diversificadas. A análise comparativa entre ambientes naturais e urbanos revelou que a quantidade média de morfotipos de pólen é significativamente maior em áreas urbanas. Esse aumento na diversidade polínica urbana pode ser atribuído, em grande parte, à introdução de plantas exóticas que alteram a fenologia das plantas locais, fornecendo recursos sazonais adicionais para os polinizadores.

A introdução de plantas exóticas e ornamentais em áreas urbanas pode oferecer recursos vitais durante períodos em que as plantas nativas são escassas, ajudando a sustentar uma comunidade de polinizadores mais diversa. Contudo, embora as plantas exóticas possam fornecer recursos adicionais, as plantas nativas são mais eficazes em atrair uma maior diversidade de polinizadores e promover interações especializadas.

Os resultados também destacaram a importância de entender as preferências específicas e adaptações ecológicas de diferentes espécies de abelhas. Enquanto algumas espécies se beneficiam mais dos recursos disponíveis em áreas urbanas, outras ainda dependem fortemente dos habitats naturais para sua sobrevivência e reprodução. Portanto, estratégias de planejamento urbano devem focar na criação e manutenção de áreas verdes conectadas, que integrem uma mistura de plantas nativas e exóticas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- B. LANUZA, J., RADER, R., STAVERT, J., KENDALL, L. K., SAUNDERS, M. E., & BARTOMEUS, I. (2023). Covariation among reproductive traits in flowering plants shapes their interactions with pollinators. *Functional Ecology*, 37(7), 2072-2084. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.14340>
- BANASZAK-CIBICKA, W., TWERD, L., FLISZKIEWICZ, M. et al. (2018). City parks vs. natural areas - is it possible to preserve a natural level of bee richness and abundance in a city park?. *Urban Ecosyst* 21, 599–613. <https://doi.org/10.1007/s11252-018-0756-8>
- BANASZAK-CIBICKA, W., ŻMIHORSKI, M. (2020). Are cities hotspots for bees? Local and regional diversity patterns lead to different conclusions. *Urban Ecosyst* 23, 713–722. <https://doi.org/10.1007/s11252-020-00972-w>
- CARVALHO, C. A. L. D., & MARCHINI, L. C. (1999). Tipos polínicos coletados por *Nannotrigona testaceicornis* e *Tetragonisca angustula* (Hymenoptera, Apidae, Meliponinae). *Scientia Agricola*, 56, 717-722. <https://doi.org/10.1590/S0103-90161999000300029>
- DA ROCHA FILHO, L.C., MOURE-OLIVEIRA, D. & GARÓFALO, C.A. (2018). Low trophic niche overlap among trap-nesting bee species (Hymenoptera: Anthophila) in a semideciduous forest fragment. *Apidologie* 49, 759–772. <https://doi.org/10.1007/s13592-018-0599-6>
- DANIELS, B., JEDAMSKI, J., OTTERMANN, R., & ROSS-NICKOLL, M. (2020). A “plan bee” for cities: Pollinator diversity and plant-pollinator interactions in urban green spaces. *PloS one*, 15(7), e0235492. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0235492>
- FREE, J., & WILLIAMS, I. (1972). The transport of pollen on the body hairs of honeybees (*Apis mellifera* L.) and bumblebees (*Bombus* spp. L.). *Journal of Applied Ecology*, 9, 609. <https://doi.org/10.2307/2402458>
- GRAFFIGNA, S., GONZÁLEZ-VAQUERO, R.A., TORRETTA, J.P. et al. Importance of urban green areas' connectivity for the conservation of pollinators. *Urban Ecosyst* 27, 417–426 (2024). <https://doi.org/10.1007/s11252-023-01457-2>
- GRIMM, N. B., FAETH, S. H., GOLUBIEWSKI, N. E., REDMAN, C. L., WU, J., BAI, X., & BRIGGS, J. M. (2008). *Global Change and the Ecology of Cities*. *Science*, 319(5864), 756–760. <https://doi.org/10.1126/science.1150195>
- HALL, D. M., CAMILO, G. R., TONIETTO, R. K., OLLERTON, J., AHRNÉ, K., ARDUSER, M., ... & THRELFALL, C. G. (2017). The city as a refuge for insect pollinators. *Conservation Biology*, 31(1), 24-29. <https://doi.org/10.1111/cobi.12840>
- HARRISON, T., WINFREE, R. 2015. Urban Drivers of Plant-Pollinator. *Functional Ecology*, p. 879-888. <https://doi.org/10.1111/cobi.12840>
- JIAN-PENG, D., HANG, L., XIAO-LING, P., CHAO-NI, Z., TIAN-HUAI, Y., & XIAN-MIN, J. (2019). Research progress of quantum memory. *Acta Physica Sinica*. <https://doi.org/10.7498/aps.68.20190039>

- KNAPP, S., KÜHN, I., MOSBRUGGER, V., & KLOTZ, S. (2008). Do protected areas in urban and rural landscapes differ in species diversity? *Biodiversity and Conservation*, 17, 1595-1612. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9369-5>
- KOCH, L., LUNAU, K., & WESTER, P. (2017). To be on the safe site – Ungroomed spots on the bee's body and their importance for pollination. *PLoS ONE*, 12. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0182522>
- LIMA, R., FERREIRA-CALIMAN, M., DA COSTA DÓREA, M., GARCIA, C. T., DOS SANTOS, F. D. A. R., OLIVEIRA, F. F., & GARÓFALO, C. A. (2017). Floral resource partitioning between *Centris (Heterocentris) analis* (Fabricius, 1804) and *Centris (Heterocentris) terminata* Smith, 1874 (Hymenoptera, Apidae, Centridini), in an urban fragment of the Atlantic Forest. *Sociobiology*, 64(3), 292-300. <https://doi.org/10.13102/sociobiology.v64i3.1611>
- LLODRA-LLABRÉS, J., & CARINANOS, P. (2022). Enhancing pollination ecosystem service in urban green areas: An opportunity for the conservation of pollinators. *Urban Forestry & Urban Greening*, 74, 127621. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2022.127621>
- LOKATIS, S., & JESCHKE, J. M. (2022). Urban biotic homogenization: Approaches and knowledge gaps. *Ecological Applications*, 32(8), e2703. <https://doi.org/10.1002/eap.2703>
- O'CONNELL, M., JORDAN, Z., MCGILVRAY, E. et al. (2021). Reap what you sow: local plant composition mediates bumblebee foraging patterns within urban garden landscapes. *Urban Ecosyst* 24, 391–404. <https://doi.org/10.1007/s11252-020-01043-w>
- OLDEN, J. D., & POFF, N. L. (2003). Toward a Mechanistic Understanding and Prediction of Biotic Homogenization. *The American Naturalist*, 162(4), 442–460. <https://doi.org/10.1086/378212>
- PARKER, A., TRAN, J., ISON, J., BAI, J., WEIS, A., & THOMSON, J. (2015). Pollen packing affects the function of pollen on corbiculate bees but not non-corbiculate bees. *Arthropod-Plant Interactions*, 9, 197 - 203. <https://doi.org/10.1007/s11829-015-9358-z>
- PYTHON SOFTWARE FOUNDATION. (2023). Python Language Reference, version 3.12.4. <https://www.python.org>.
- QUINANZONI, M., MARCOLET, D., & MICHELOT-ANTALIK, A. (2024). Drought response and urban-pollinator attractiveness of ornamental plant species. *Basic and Applied Ecology*, 78, 1-13. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2024.04.006>
- RABELO, L. S., VILHENA, A. M. G. F., BASTOS, E. M. A. F., & AUGUSTO, S. C. (2014). Differentiated use of pollen sources by two sympatric species of oil-collecting bees (Hymenoptera: Apidae). *Journal of Natural History*, 48(25-26), 1595-1609. <https://doi.org/10.1080/00222933.2014.886342>
- TAYLOR, P. D., FAHRIG, L., HENEIN, K., & MERRIAM, G. (1993). Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*, 571-573. <https://doi.org/10.2307/3544927>
- UNITED NATIONS, Department of Economic and Social Affairs, Population Division. (2018). *The World's Cities in 2018—Data Booklet* (ST/ESA/SER.A/417).

WANIA, A., KÜHN, I., & KLOTZ, S. (2006). Plant richness patterns in agricultural and urban landscapes in Central Germany—spatial gradients of species richness. *Landscape and Urban Planning*, 75, 97-110. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2004.12.006>

WENZEL, A., GRASS, I., BELAVADI, V. V., & TSCHARNTKE, T. (2020). How urbanization is driving pollinator diversity and pollination—A systematic review. *Biological Conservation*, 241, 108321. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108321>

KATO, H., NAKAZAWA, M., YANG, H. K., CHEN, M., & STENGER, B. (2022). Parsing line chart images using linear programming. In *Proceedings of the IEEE/CVF Winter Conference on Applications of Computer Vision* (pp. 2109-2118). <https://doi.org/10.1109/WACV51458.2022.00261>

ZANINOTTO, V., THEBAULT, E. & DAJOZ, I. Native and exotic plants play different roles in urban pollination networks across seasons. *Oecologia* 201, 525–536 (2023). <https://doi.org/10.1007/s00442-023-05324-x>

ZHAO, S., GUO, Y., SHENG, Q., & SHYR, Y. (2014). Advanced Heat Map and Clustering Analysis Using Heatmap3. *BioMed Research International*, 2014. <https://doi.org/10.1155/2014/986048>

CONCLUSÃO GERAL

A partir das informações apresentadas neste estudo é possível inferir que tanto os ambientes naturais quanto os urbanos desempenham papéis distintos e complementares na manutenção da diversidade de abelhas, cada um oferecendo diferentes recursos e desafios. Ambientes naturais proporcionam a sobrevivência de abelhas especializadas, que dependem de interações ecológicas complexas e de plantas específicas para sua alimentação e nidificação. Em contraste, ambientes urbanos, com sua vegetação frequentemente exótica e variada, oferecem um nicho para abelhas mais generalistas, que se adaptam mais facilmente e se beneficiam com as mudanças e variabilidades dos recursos disponíveis. A diversidade de espécies de abelhas é influenciada pela estrutura e composição das áreas verdes urbanas, que variam desde parques arborizados até zonas de alta poluição.

O estudo também destaca que a urbanização pode levar a uma homogeneização biótica, onde espécies comuns não nativas predominam, mas também oferece novas oportunidades de conservação para espécies mais raras e ameaçadas. A presença de plantas exóticas em ambientes urbanos altera a fenologia da floração, impactando a disponibilidade sazonal de recursos para os polinizadores e possibilitando a adaptação de abelhas generalistas. Ademais, conectividade entre fragmentos de habitat em áreas urbanas pode facilitar a movimentação das abelhas, podendo funcionar como "stepping-stones" de maneira a permitir a continuidade das populações e das interações ecológicas, mesmo em paisagens mais fragmentadas.

A conectividade e a permeabilidade dos habitats são fatores determinantes para a movimentação e dispersão das abelhas. Áreas urbanas com alta permeabilidade, como parques e jardins, suportam uma maior diversidade de espécies devido à presença significativa de vegetação que fornece habitat e recursos alimentares. Essas áreas verdes urbanas atuam como refúgios alternativos, oferecendo recursos essenciais para as abelhas, como locais para nidificação e fontes alimentares.