



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE FEIRA DE SANTANA
Departamento De Ciências Exatas
Programa de Pós-graduação em Modelagem em Ciências da Terra e do
Ambiente



AMANDA DOS SANTOS FELIX DA SILVA

CIDADE VIVA:
explorando bioindicadores para avaliar a qualidade ambiental urbana

AMANDA DOS SANTOS FELIX DA SILVA

CIDADE VIVA:
explorando bioindicadores para avaliar a qualidade ambiental urbana

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Modelagem em Ciências da Terra e do Ambiente-PPGM da Universidade Estadual de Feira de Santana, como requisito parcial para obtenção do Título de Mestre em Ciências Ambientais.

Linha de Pesquisa: Estudos Ambientais e Geotecnologias.

Orientador: Dr. Willian Moura de Aguiar

Co-orientador: Dr. Evandro do Nascimento Silva

Feira de Santana
2025

Ficha Catalográfica - Biblioteca Central Julieta Carteadó - UEFS

S578c

Silva, Amanda dos Santos Felix da

Cidade viva: explorando bioindicadores para avaliar a qualidade ambiental urbana / Amanda dos Santos Felix da Silva. – 2025.

90 f.: il.

Orientador: Willian Moura de Aguiar

Coorientador: Evandro do Nascimento Silva

Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual de Feira de Santana, Programa de Pós-Graduação em Modelagem em Ciências da Terra e do Ambiente, Feira de Santana, 2025.

1. Planejamento ambiental. 2. Biodiversidade. 3. Ecossistema urbano. 4. Abelhas. 5. Aculeata. I. Aguiar, Willian Moura de, orient. II. Silva, Evandro do, coorient. III. Universidade Estadual de Feira de Santana. IV. Título.

CDU 504.064

Nota sobre o estilo do PPGM-UEFS

Esta dissertação de mestrado foi elaborada considerando as normas de estilo propostas e aprovadas pelo colegiado do Programa de Pós-graduação em Modelagem em Ciência da Terra e do Ambiente e estão disponíveis no formato eletrônico ou no formato impresso para consulta.

Amanda dos Santos Felix da Silva

"Cidade viva: explorando bioindicadores para avaliar a qualidade ambiental urbana"

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Modelagem em Ciências da Terra e do Ambiente da Universidade Estadual de Feira de Santana.

Orientador: Prof. Dr. Willian Moura de Aguiar

Co-Orientador: Prof. Dr. Evandro do Nascimento Silva

Linha de Pesquisa: Estudos Ambientais e Geotecnologias.

Data de aprovação: 18 de março de 2025.

BANCA EXAMINADORA:

Documento assinado digitalmente



WILLIAN MOURA DE AGUIAR

Data: 18/03/2025 19:51:07-0300

Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Willian Moura de Aguiar - Orientador
Universidade Estadual de Feira de Santana - UEFS

Documento assinado digitalmente



EVANDRO DO NASCIMENTO SILVA

Data: 19/03/2025 14:27:11-0300

Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Evandro do Nascimento Silva - Coorientador
Universidade Estadual de Feira de Santana - UEFS

Documento assinado digitalmente



MARCELITA FRANCA MARQUES

Data: 18/03/2025 21:56:43-0300

Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Profª Drª Marcelita França Marques
Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro-UENF

Documento assinado digitalmente



CANDIDA MARIA LIMA AGUIAR DE MENDONÇA

Data: 19/03/2025 10:33:24-0300

Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Profª Drª Candida Maria Lima Aguiar
Universidade Estadual de Feira de Santana - UEFS

Agradecimentos

Agradeço a todos que, de alguma forma, fizeram parte desse processo, em especial:

Ao meu orientador, Prof. Dr. Willian Aguiar, pelo apoio desde os tempos da graduação. Sua confiança ao longo de toda a minha formação foi fundamental para a construção da minha segurança como pesquisadora. Sempre serei grata pelo incentivo desde a Iniciação Científica para trabalhar com abelhas solitárias e por poder continuar com elas desde então.

Ao Prof. Dr. Evandro Nascimento, por aceitar me co-orientar durante esse desafiador processo.

À Prof. Dra. Marcelita Marques, por aceitar participar de todas as bancas às quais este trabalho foi submetido, pelas valiosas contribuições e pela identificação de parte das vespas.

Agradeço ao proprietário Fabricio Nascimento e ao Engenheiro Florestal Matheus Andrade, da Reserva Guarirú, por autorizarem o acesso à área para a realização deste estudo. Agradeço também ao seu Buri pelo apoio durante os trabalhos de campo.

Aos meus colegas de laboratório, especialmente à Laryssa Carneiro, pelas valiosas trocas.

O trabalho com ninhos-armadilha dificilmente é viável quando feito sozinho. Por isso, agradeço a todos que, em algum momento, contribuíram para a realização dos campos, mas, de forma ainda mais especial, a duas pessoas que tornaram este trabalho possível: Eduarda Freitas e Bruna Santana. Vocês foram fundamentais em todas as etapas dessa pesquisa. Foi um privilégio e uma alegria trabalhar com vocês! Torço para que essa seja apenas a primeira de nossas muitas parcerias.

Agradeço aos meus pais, que me deram todo o suporte necessário para que eu me dedicasse a este projeto, e, em especial, à minha mãe, por ser sempre minha primeira ouvinte. Nenhuma formação científica jamais me ensinará mais biologia do que alguns minutos com a senhora! E à minha irmã, Alessandra, por celebrar todas as minhas conquistas. Você sempre será minha inspiração acadêmica.

Por fim, o presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES).

Se eu decidir provar algo, não sou um cientista de verdade. Tenho de aprender a seguir para onde os fatos me levam. Tenho de aprender a derrotar meus preconceitos.

Lazzaro Spallanzani

Resumo

A conversão de áreas naturais para uso urbano resulta em profundas alterações ambientais. Alguns fatores envolvidos nesse processo, como a supressão de vegetação nativa e impermeabilização de superfícies, tendem a modificar a estrutura e qualidade dos habitats e com isso afetar negativamente a biodiversidade. Diante disso, utilizamos a guilda de abelhas e vespas solitárias que nidificam em cavidades preexistentes como bioindicadores da qualidade ambiental. Baseado principalmente na sensibilidade desses insetos a alterações nas condições ambientais, atrelado ao seu papel na manutenção dos ecossistemas por meio da provisão de serviços ecossistêmicos. A dissertação está dividida em uma parte introdutória seguida do capítulo único intitulado “**Resposta da comunidade de abelhas e vespas solitárias (Hymenoptera: Aculeata) à variação da qualidade ambiental em um gradiente de urbanização**”. Neste capítulo, comparamos a dinâmica das comunidades desses insetos, incluindo ocupação dos ninhos, padrões nas variáveis ecológicas e interações de parasitismos, em áreas sob diferentes pressões antrópicas (gradiente natural-urbano). Identificamos que, no geral, os efeitos negativos sobre as abelhas e vespas solitárias analisadas, atingiram sua intensidade máxima nos estratos com maior intensidade de urbanização. A partir dos resultados obtidos, inferimos sobre a capacidade desses ambientes em manter componentes da biodiversidade urbana necessários para a saúde de um sistema ambiental.

Palavras-chave: Aculeata; Ecossistema urbano; Espaços verdes; Planejamento ambiental; Sustentabilidade.

Abstract

The conversion of natural areas to urban use results in profound environmental changes. Some factors involved in this process, such as native vegetation suppression and surface impermeabilization, tend to modify the structure and quality of habitats and thus negatively affect biodiversity. Given this, we used the guild of solitary bees and wasps that nest in preexisting cavities as bioindicators of environmental quality. Based mainly on the sensitivity of these insects to changes in environmental conditions, linked to their role in maintaining ecosystems through the provision of ecosystem services. The dissertation is divided into an introductory part followed by a single chapter entitled **“Response of the community of solitary bees and wasps (Hymenoptera: Aculeata) to variation in environmental quality in an urbanization gradient”**. In this chapter, we compare the dynamics of the insect communities, including nest occupancy, patterns in ecological variables, and parasitism interactions, in areas under different anthropogenic pressures (natural-urban gradient). We identified that, in general, the negative effects on the solitary bees and wasps analyzed reached their maximum intensity in the strata with the highest urbanization intensity. From the results obtained, we infer the capacity of these environments to maintain components of urban biodiversity necessary for the health of an environmental system.

Keywords: Aculeata; Urban ecosystem; Green spaces; Environmental planning; Sustainability.

Lista de figuras

Introdução Geral

Figure 1 Diagrama ilustrando a hipótese geral levantada na dissertação.....	20
--	----

Capítulo único

Figura 1 Hipóteses sobre os efeitos das variáveis associadas à qualidade ambiental (intensidade da urbanização e cobertura vegetal) sobre: (a) riqueza, diversidade e equitabilidade das comunidades de abelhas e vespas solitárias que nidificam em cavidades preexistentes; (b) taxa de ocupação; (c) taxas de parasitismo; (d) dominância de espécies.....	37
--	----

Figura 2 Mapa de localização dos municípios da Bahia selecionados como áreas de amostragem. Destaque para os pontos amostrais ao longo do gradiente natural-urbano onde ocorreram as coletas das abelhas e vespas solitárias nidificantes em cavidades.....	39
--	----

Figura 3 Gradiente de urbanização com os 12 pontos de coleta de abelhas e vespas solitárias nidificantes em cavidade preexistentes. A escala de 1000 m representa a área analisada pelo <i>software UrbanizationScore</i> , utilizado para classificar os pontos de amostragem conforme o grau de urbanização.....	40
---	----

Figura 4 Ninhos-armadilha construídos com gomos de bambu e dispostos em garrafas PET, utilizados para a captura das abelhas e vespas solitárias nidificantes em cavidades preexistentes.....	45
---	----

Figura 5 Fluxograma sintetizando as principais etapas do desenvolvimento da pesquisa	48
---	----

Figura 6 Frequência de ocupação de ninhos-armadilhas por abelhas e vespas solitárias na área de estudo entre os meses de setembro de 2023 e agosto de 2024.....	50
--	----

Figura 7 Rede de interações entre espécies fundadoras de ninhos (em rosa) e seus parasitas (em verde). O tamanho dos retângulos rosas representa o número de ninhos de hospedeiros, enquanto o tamanho dos verdes indica a quantidade de ninhos nos quais cada espécie parasita foi registrada. As linhas cinza representam interações de parasitismo entre espécies, e sua espessura está relacionada à intensidade da interação (número de ninhos parasitados por cada espécie). No estrato urbano do gradiente não foi	
--	--

registrado	nenhum	ninho
parasitado.....		57
Figura 8 Dendrograma de similaridade (índice de dissimilaridade de Bray-Curtis) a partir da quantidade de ninhos fundados		58
Figura 9 Curva de rarefação e extrapolação comparando a riqueza estimada para as comunidades de abelhas e vespas solitárias nidificantes em cavidades preexistentes nos quatro estratos que compõem o gradiente de urbanização analisado, no período de setembro/23 a agosto/24. A área sombreada representa o intervalo de confiança (95%).....		59
Figura 10 Proporção de espécies comuns, intermediárias e raras nos quatro estratos do gradiente de urbanização analisado.....		60
Figura 11 Diagrama do Coeficiente de Correlação de Pearson, para as variáveis ambientais IndUrb e NDVI calculadas para os pontos de amostragem de abelhas e vespas solitárias ao longo de um gradiente de urbanização. O valor de significância adotado foi de 5% ($p < 0,05$).....		61
Figura 12 Regressão Linear Simples entre o índice de urbanização e (a) número de ninhos fundados; (b) riqueza de espécies; (c) diversidade; (d) dominância e (e) número de ninhos parasitados, para os doze pontos de amostragem distribuídos ao longo de gradiente de urbanização.....		62

Lista de Tabelas

Capítulo único

Tabela 1 Dados geográficos e ambientais dos locais de coleta selecionados, incluindo a caracterização dessas áreas e os valores do IndUrb e NDVI considerados para a construção do gradiente de urbanização.....	42
Tabela 2 Taxa de ocupação e de emergência dos ninhos-armadilha nos quatro estratos do gradiente de urbanização ao longo de um ano.....	49
Tabela 3 Composição e riqueza de espécies de abelhas e vespas solitárias coletadas em ninhos-armadilha em um gradiente ambiental composto por quatro estratos (florestal, rural, periurbano e urbano). NO = número de ninhos ocupados e IND = número de indivíduos que emergiram (o número de emergentes foi contabilizado até dezembro/2024). Destacado em negrito, estão as espécies que estiveram presentes em ao menos um ponto de amostragem de cada estrato do gradiente. *Para a soma do número de ninhos fundados, considerou-se os ninhos com a emergência da espécie nidificante (parasitado ou não) e aqueles em que houve a emergência apenas da espécie parasita. **Abundância indeterminada devido ao tamanho dos indivíduos (~1 mm) e pelo elevado número de espécimes emergidos.....	52
Tabela 4 Diversidade, dominância e equitabilidade de espécies de abelhas e vespas solitárias que nidificaram nos ninhos-armadilha. A Análise a partir do número de ninhos fundados; B Análise com dados da abundância de indivíduos.....	55

Lista de Abreviaturas e Siglas

D	Dominância
F	Florestal
FO	Frequência de Ocorrência
GB	Gomo de Bambu
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IN	Infrequente
IND	Número de indivíduos que emergiram
IndUrb	Índice de Urbanização
LEA	Laboratório de Estudos Ambientais
NA	Ninho-armadilha
NDVI	Índice de Vegetação por Diferença Normalizada
NO	Número de ninhos ocupados
P	Periurbano
QAU	Qualidade Ambiental Urbana
R	Rural
RPPN	Reserva Particular do Patrimônio Natural
U	Urbano

Sumário

1 - Introdução Geral.....	14
1.1 Ecossistemas urbanos e implicações para abelhas e vespas solitárias nidificantes em cavidades preexistentes.....	16
1.2 Bioindicadores de Qualidade Ambiental Urbana (QAU).....	18
2 - Hipótese.....	19
3 Objetivos.....	20
3.1 Objetivo Geral.....	20
3.2 Objetivos Específicos.....	21
Referências.....	22
Resposta da comunidade de abelhas e vespas solitárias (Hymenoptera: Aculeata) à variação da qualidade ambiental em um gradiente de urbanização.....	30
Resumo.....	31
Introdução.....	33
Metodologia.....	37
Área de estudo.....	37
Delineamento amostral.....	39
Coleta de abelhas e vespas solitárias.....	44
Análise dos dados.....	45
Resultados.....	48
Discussão.....	62
Conclusão.....	68
Referências.....	70
Anexos.....	83

1 - Introdução Geral

A urbanização promove alterações nos sistemas naturais, resultando em paisagens com uma nova estrutura e configuração (Martinson e Raupp 2013; Korányi et al. 2021). Os impactos desse processo sobre a biodiversidade vão desde mudanças comportamentais nos organismos, como o tempo de forrageamento de polinizadores, até alterações na dinâmica das comunidades biológicas (Theodorou et al. 2020; Kowarik 2023; Liang et al. 2023; Niu et al. 2024). Segundo Knop (2016), por exemplo, a composição da comunidade de insetos urbanos e rurais diferem entre si, associado principalmente à redução de espécies especialistas nas cidades. As paisagens urbanas impõe novas pressões sobre a biodiversidade e, consequentemente, seleciona aquelas espécies capazes de lidar ou se adaptar a esse novo conjunto de condições ambientais (Ruas et al. 2022).

Para além da redução na riqueza das comunidades biológicas, o processo de urbanização limita a capacidade desses espaços urbanos de manter a provisão de serviços ecossistêmicos fundamentais para a integridade dos ecossistemas (Giacon et al. 2022). Estudos com sensoriamento remoto e valoração desses serviços, como o de Ferreira et al. (2018) avaliando a relação entre serviços ecossistêmicos (e.g. regulação climática, ciclo de nutrientes e controle biológico) e urbanização em uma área de transição entre os biomas Mata Atlântica e Caatinga no Brasil, encontrou uma redução significativa na provisão, com implicações econômicas e ambientais, como alterações na dinâmica espacial dessas áreas de ecótonos. A perda acelerada de serviços ecossistêmicos, dificulta a construção de cidades sustentáveis, em um cenário de mudanças climáticas e eventos extremos, isso se torna um risco ainda maior (Elliot et al. 2025; Méndez et al. 2025). Nesse sentido, os autores Juntti et al. (2021) destacam o importante papel dos espaços verdes urbanos na provisão de diferentes serviços frente a esses desafios, embora essa seja uma relação ainda pouco considerada nos esforços formais de planejamento e conservação desses espaços.

Embora áreas urbanas variem em aspectos como localização, idade, tamanho e presença de áreas verdes, frequentemente, suas comunidades bióticas possuem uma composição similar entre si (Deng et al. 2024). Essa homogeneização biótica aumenta a vulnerabilidade ambiental dessas áreas e coloca em risco a dinâmica e funcionalidade dos ecossistemas urbanos (Olden et al. 2004; Blouin et al. 2019). No entanto, para Lokatis e Jeschke (2022), as áreas tidas como referência (e.g. natural, periurbana, rural

ou agrícola) para inferir a homogeneização biótica interferem nos resultados identificados. Em vista disso, tem sido frequente o uso de gradientes ambientais que se estendem de áreas naturais/seminaturais até centros urbanos, contemplando assim uma ampla variação nas condições ambientais, para entender as respostas da biodiversidade à urbanização (Suarez-Rubio e Krenn 2018; Yang et al. 2024).

Nesse contexto, o estudo das comunidades de insetos com o intuito de entender os efeitos das transformações antrópicas nos ecossistemas tem sido cada vez mais frequente (New 2015; Vaz et al. 2023). Esses organismos respondem rapidamente a mudanças ambientais. O fato de que estão diretamente envolvidos em processos ecológicos fundamentais para a manutenção dos ecossistemas, faz com que sejam amplamente reconhecidos como bioindicadores da qualidade do hábitat (McGeoch 2007; Chowdhury et al. 2023).

Entre os insetos, as abelhas e vespas solitárias (Hymenoptera; Aculeata) tem se destacado em estudos de ecologia urbana. Essas espécies variam em tamanho corporal, hábitos de nidificação, preferências de hábitat e comportamentos sociais, características que podem ser associadas à adaptação do grupo a diferentes ambientes e nichos ecológicos (O'Neill 2001; Benton 2017). As abelhas e vespas fornecem importantes serviços ecossistêmicos, sendo os principais deles a polinização e controle biológico de espécies, grandes responsáveis pela sustentação da saúde dos ecossistemas naturais e urbanos (Gobatto et al. 2023). Esses aspectos estão diretamente ligados à importância econômica e ecológica do grupo para as populações humanas e à sustentabilidade dos ecossistemas (Ollerton 2017; Patel et al. 2021; Brock et al. 2021).

Diferentes autores têm investigado como as abelhas e vespas solitárias respondem ao processo de urbanização. Um estudo realizado por Banaszak-Cibicka e Dylewski (2021), por exemplo, demonstra que ambientes densamente urbanizados alteram a composição funcional de assembleias de abelhas. De modo similar, Alves e Gaglianone (2021) afirmam que as guildas de abelhas respondem de forma distinta à urbanização, com espécies com características etológicas associadas a ambientes modificados, como abelhas eussociais e generalistas, sendo favorecidas nesses espaços. Dessa forma, estudos com um viés ecológico, que investiguem questões relacionadas a hábitos de nidificação e preferências alimentares podem ser fundamentais para a conservação e manejo de populações de abelhas em um cenário de intensificação das pressões antrópicas (Dórea et al. 2017). Nessa mesma perspectiva, estudos como o de Corcos et al. (2019) sugerem que comunidades de vespas solitárias seguem padrões

semelhantes, com a dominância de espécies generalistas e altamente móveis em áreas densamente urbanizadas. No entanto, a presença e o papel das vespas solitárias em ambientes urbanos ainda é subamostrados, especialmente quando comparados à quantidade de dados disponíveis para as abelhas (Rocha-Filho et al. 2020).

1.1 Ecossistemas urbanos e implicações para abelhas e vespas solitárias nidificantes em cavidades preexistentes

Segundo Rebele (1994) e Adler e Tanner (2015), os ecossistemas urbanos são complexos e possuem particularidades que os diferenciam dos ecossistemas naturais, como uma maior quantidade e constância de entrada de materiais, energia e nutrientes, além da saída de resíduos. Para esses autores, essas áreas se distinguem ecologicamente dos seus entornos, e trazem consigo desafios ambientais distintos. Um fator agravante está relacionado à escala de efeitos das áreas urbanas, que ultrapassam os limites físicos das cidades, levando à perda de habitats naturais limítrofes que possuem um alto valor de conservação para a biodiversidade (Trentanovi et al. 2013).

No entanto, a heterogeneidade ambiental desses espaços, pode mitigar os impactos negativos uma vez que fornecem um mosaico de recursos para os organismos que conseguem persistir nesses ecossistemas (Marshall 2021). As espécies de abelhas e vespas solitárias, por exemplo, variam em termos de respostas positivas, negativas ou neutras à urbanização de acordo com características individuais (Prendergast et al. 2022; Xie et al. 2022; Noël et al. 2023). Entre esses insetos, aspectos etológicos, como as estratégias de nidificação podem influenciar na resposta ao ambiente. Nesse sentido, a guilda das abelhas e vespas solitárias que nidificam em cavidades preexistentes são particularmente sensíveis a mudanças na disponibilidade de locais adequados para nidificação (Fortel et al. 2016). Todavia, outros aspectos atuam simultaneamente na manutenção das populações de abelhas e vespas, como a oferta de recursos florais e a incidência de interações ecológicas, como parasitismo (Prendergast 2023). Para Ellis et al. (2024), nos ambientes urbanos, esses insetos utilizam os espaços verdes para procurar alimentos e recursos de nidificação. Sendo assim, cresce cada vez mais propostas voltadas para preservar ou restaurar habitats naturais/seminaturais em áreas urbanas como os “hotéis de abelhas” (Szabó et al. 2023).

Manter populações desses insetos nos ecossistemas urbanos, tem implicações ecológicas e econômicas associadas à provisão de serviços ecossistêmicos. As abelhas solitárias estão entre o grupo economicamente mais importante de polinizadores (Matias

et al. 2017). A polinização contribui diretamente para a manutenção da fauna e flora, bem como para a produtividade agrícola (Daniels et al. 2020). Embora as cidades se beneficiem dos serviços ecossistêmicos que as abelhas fornecem, a compreensão da real capacidade dos ecossistemas urbanos de fornecer serviços de polinização ainda é limitada (Wenzel et al. 2020).

A demanda por alimentos locais e sustentáveis, bem como a segurança alimentar global, que tem recebido cada vez mais atenção, especialmente em áreas densamente povoadas, tem fomentado iniciativas como a agricultura urbana e periurbana (Liang et al. 2023). A estimativa é que a nível global, 15% a 20% da produção de alimentos já ocorra em áreas urbanas ou próximas a elas (Armar-Klemesu 2000). No entanto, segundo Langellotto et al. (2018), existem fortes evidências de que a viabilidade dessas plantações, sejam elas hortas, quintais produtivos ou fazendas urbanas, depende em grande parte da polinização por abelhas.

Para que populações de abelhas possam se manter de forma funcional nas paisagens urbanas é preciso que esses espaços disponibilizem recursos em qualidade e quantidade suficiente para atender suas demandas. As abelhas são particularmente sensíveis à estrutura e composição de vegetação, uma vez que dependem da coleta de recursos florais como néctar, pólen, resinas e óleos, tanto para sobrevivência dos adultos, como para provisionamento das células de cria (Dylewski et al. 2020; Graf et al. 2022). Portanto, a presença e manutenção das comunidades de abelhas, pode ser visto com um reflexo da qualidade dos habitats (Ayers e Rehan 2021).

Em relação às vespas solitárias, essas são importantes predadores de outros invertebrados, incluindo “insetos pragas” e vetores de doenças, contribuindo assim para o controle biológico de espécies (O'Neill 2001). Além disso, as vespas também fazem parte da comunidade de visitantes florais, atuando como polinizadores ocasionais, ao forragear em flores em busca de néctar para alimentação dos insetos adultos (Aguiar e Santos 2007; Rader et al. 2016; Nagasaki 2021). Muitas espécies de vespas são parasitas de outros artrópodes, e nesses casos, o ecossistema urbano pode ser particularmente desafiador, uma vez que altera a dinâmica do seu principal recurso (hospedeiro) (Narendran 2001). Embora a riqueza de espécies de vespas aculeadas seja significativamente maior do que a de abelhas, seu papel na provisão de serviços ecossistêmicos, em especial em áreas urbanas, é menos explorado quando comparado com as abelhas (Sumner et al. 2018). Na revisão de Brock et al. (2021) os autores

identificaram pelo menos dez serviços ecossistêmicos distintos fornecidos pelas vespas aculeadas, que vão desde dispersão de sementes até o controle de pragas.

Segundo Korányi et al. (2022) o controle biológico de espécies está entre os serviços ecossistêmicos mais importantes, especialmente em pequenas propriedades e hortas urbanas, onde o uso de produtos químicos para o controle de pragas é limitado devido à proximidade a populações humanas. Nesse mesmo contexto, Christie e Hochuli (2009) apontam os riscos ecológicos da perda desses predadores e parasitoides nos ecossistemas urbanos, que podem resultar em mudanças na estrutura da comunidade. Assim, a sensibilidade dessas espécies de abelhas e vespas a variações na qualidade do hábitat, permite seu uso como bioindicadores ambientais.

Além dos fatores antrópicos locais, que afetam diretamente a dinâmica populacional desses grupos, existe ainda uma sinergia com outros estressores ambientais como o aumento das temperaturas médias globais (Geppert et al. 2022). As mudanças climáticas têm sido apontadas como um dos principais fatores de alteração dos ecossistemas, com impactos significativos sobre a biodiversidade (Sánchez-Bayo e Wyckhuys 2019; Wen et al. 2024). Em áreas urbanas, esses efeitos são amplificados devido à combinação de fatores como o efeito “ilhas de calor”, alterações nos padrões de precipitação e aumento da frequência de eventos extremos como secas e inundações (Pandey e Ghosh 2023; Oliveira e Bhuiyan 2024). Essas mudanças podem afetar diretamente ciclos fenológicos, e consequentemente a disponibilidade de recursos florais e de locais de nidificação para abelhas e vespas solitárias, influenciando a composição e a dinâmica dessas comunidades (Li et al., 2020; Martén-Rodríguez et al. 2025). Assim, a combinação entre mudanças climáticas e estressores urbanos impõe desafios adicionais à sobrevivência e conservação desses insetos.

1.2 Bioindicadores de Qualidade Ambiental Urbana (QAU)

Bioindicadores são uma importante ferramenta de estudo e análise da qualidade ambiental, uma vez que possibilitam quantificar a magnitude do estresse presente no ambiente (Parikh et al. 2021). De acordo com Noss (1990) e Prestes e Vincenci (2019) alguns critérios precisam ser considerados na escolha de um bioindicador adequado, incluindo uma taxonomia bem estabelecida, uma ampla distribuição geográfica, especialidade em termos do nicho ecológico ocupado, funcionalidade dentro do ecossistema e responder a distúrbios ambientais de maneira consistente.

No entanto, estudos que se propõem a avaliar a qualidade ambiental urbana por meio de bioindicadores, enfrentam desafios que vão além da escolha da espécie adequada. Isso ocorre porque a simples definição do conceito gera controvérsias entre autores. Luengo (1998) conceituou QAU, como um desdobramento resultante da interação entre variáveis ecológicas, biológicas, econômicas e socioculturais em todas as suas dimensões espaciais. Quando mantidas em equilíbrio, tais variáveis demonstram a capacidade de satisfazer os requisitos fundamentais para a sustentabilidade da vida humana no âmbito urbano (Luengo 1998). Nesse sentido, Nichol e Wong (2005) apontam a dificuldade em se quantificar a qualidade ambiental em função da variação em grandes escalas espaciais desses fatores naturais.

Fatores determinantes da qualidade ambiental podem ser problematizados e analisados no espaço urbano a partir de diferentes abordagens, sejam elas econômicas, sociais ou ambientais. Para fins deste estudo, assume-se que a qualidade ambiental urbana é um produto de uma comparação de situações, mais especificamente, a variação nas condições ambientais ao longo de um gradiente de urbanização (Kamp et al. 2003). Para isso, a dinâmica das comunidades de abelhas e vespas solitárias que nidificam em cavidades preexistentes será considerada como indicadora da variação na qualidade do ambiente.

Diante do exposto, o presente estudo visa responder de que modo a qualidade ambiental, definidos aqui por meio da proporção de cobertura vegetal e intensidade da urbanização, interfere nas comunidades de abelhas e vespas solitárias que nidificam em cavidades preexistentes. Com isso, essa pesquisa pretende ampliar a compreensão sobre a dinâmica desses insetos bioindicadores em ambientes urbanos, visando contribuir para o desenvolvimento de estratégias de conservação e manejo mais eficazes para a biodiversidade e promover subsídios para um planejamento urbano com maior qualidade e menos custos ambientais.

2 - Hipótese

A hipótese levantada é de que a qualidade do ambiente tem um impacto direto na guilda de abelhas e vespas solitárias que nidificam em cavidades preexistentes. Especificamente, espera-se que:

(1) A taxa de ocupação de ninhos-armadilhas por abelhas e vespas solitárias aumenta com maiores valores de NDVI (Índice de vegetação por diferença normalizada) e diminui com o aumento do *score* de urbanização das áreas amostradas.

Embora o NDVI não forneça dados diretos sobre a composição e qualidade da vegetação, em termos de recursos disponíveis para essas espécies, é possível inferir de forma indireta sobre aspectos relevantes para o grupo, como disponibilidade de microhabitat favoráveis à nidificação (Honchar 2020). Já o índice de urbanização utilizado neste estudo sintetiza aspectos da paisagem urbana como a proporção de áreas construídas, pavimentadas e verdes, funcionando como um indicador da intensidade de transformação antrópica, associada à perda de habitats adequados para comunidades de abelhas e vespas solitárias (Zanette et al. 2005). Estudo anteriores com gradientes de vegetação e urbanização, encontraram uma resposta da guilda de abelhas e vespas solitárias com maior ocupação de ninhos em áreas mais verdes e menos urbanizadas, ainda que esses padrões possam variar conforme a espécie, o contexto urbano e o tipo de recurso disponível (Fortel et al., 2014; Geslin et al., 2016, Xie et al. 2022).

(2) A diversidade de espécies de abelhas e vespas solitárias é positivamente associada NDVI e negativamente ao *score* de urbanização. Esta hipótese parte da expectativa de que ambientes com maior cobertura vegetal apresentam maior disponibilidade de nichos e recursos, favorecendo o estabelecimento e a coexistência dessas espécies.



Figura 1 Diagrama ilustrando a hipótese geral levantada na dissertação.

3 Objetivos

3.1 Objetivo Geral

Investigar como a densidade da cobertura vegetal e intensidade da urbanização, características associadas à qualidade ambiental de áreas urbanas, reflete na estrutura da

guilda de abelhas e vespas solitárias que nidificam em cavidades preexistentes ao longo de um gradiente de urbanização.

3.2 Objetivos Específicos

Esta dissertação foi estruturada em uma Introdução geral e um Capítulo único intitulado “**Resposta da comunidade de abelhas e vespas solitárias (Hymenoptera: Aculeata) à variação da qualidade ambiental em um gradiente de urbanização**”, contemplando o seguinte objetivo:

- Identificar como a intensidade de urbanização interfere nas taxas de ocupação e parasitismo dos ninhos de abelhas e vespas solitárias.
- Analisar os efeitos das variáveis associadas à qualidade ambiental urbana (intensidade da urbanização e cobertura vegetal) nos padrões de riqueza, diversidade, uniformidade e dominância de espécies.

Referências

- Adler FR, Tanner CJ (2015) *Ecosistemas Urbanos: princípios ecológicos para o ambiente construído*. Editora Oficina de Textos, São Paulo
- Aguilar CML, Santos GMM (2007) Compartilhamento de recursos florais por vespas sociais (Hymenoptera: vespidae) e abelhas (Hymenoptera: Apoidea) em uma área de caatinga. *Neotrop Entomol* 36(6):836-842. <http://dx.doi.org/10.1590/s1519-566x2007000600003>.
- Alves SG, Gaglianone MC (2021) Bee guilds' responses to urbanization in Neotropics: a case study. *Diversity* 13(8):365. <https://doi.org/10.3390/d13080365>
- Armar-Klemesu M (2001) Urban agriculture and food security, nutrition and health. In: Bakker N, Dubbeling M, Gündel S, Sabel-Koschella U, Zeeuw H (eds) *Growing cities, growing food: urban agriculture on the policy agenda. A reader on urban agriculture*, Deutsche Stiftung für Internationale Entwicklung (DSE), Zentralstelle für Ernährung und Landwirtschaft, Germany, pp 99-117
- Ayers AC, Rehan SM (2021) Supporting bees in cities: how bees are influenced by local and landscape features. *Insects* 12(2):128. <https://doi.org/10.3390/insects12020128>
- Banaszak-Cibicka W, Dylewski Ł (2021) Species and functional diversity—A better understanding of the impact of urbanization on bee communities. *Sci Total Environ* 774:145729. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145729>
- Benton T (2017) *Solitary bees*. Pelagic Publishing, Exeter
- Blouin D, Pellerin S, Poulin M (2019) Increase in non-native species richness leads to biotic homogenization in vacant lots of a highly urbanized landscape. *Urban Ecosyst* 22(5):879-892. <https://doi.org/10.1007/s11252-019-00863-9>
- Brock RE, Cini A, Sumner S (2021) Ecosystem services provided by aculeate wasps. *Biol Rev* 96(4):1645-1675. <https://doi.org/10.1111/brv.12719>
- Chowdhury S et al (2023) Insects as bioindicator: a hidden gem for environmental monitoring. *Front Environ Sci* 11:1-16. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2023.1146052>
- Christie FJ, Hochuli DF (2008) Responses of wasp communities to urbanization: effects on community resilience and species diversity. *J Insect Conserv* 13(2):213-221. <https://doi.org/10.1007/s10841-008-9146-5>

- Corcos D, Cerretti P, Caruso V, Mei M, Falco M, Marini L (2019) Impact of urbanization on predator and parasitoid insects at multiple spatial scales. *PLoS ONE* 14(4):e0214068. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0214068>
- Daniels B, Jedamski J, Ottermanns 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>
- Deng J, Zhu Y, Luo Y, Zhong Y, Tu J, Yu J, He J (2024) Urbanization drives biotic homogenization of the avian community in China. *Integr Zool* 20(1):60-72. <https://doi.org/10.1111/1749-4877.12815>
- Dórea MC, Santos FAR, Aguiar CML, Martins CF (2017) Bee Life in the City: an analysis of the pollen provisions of *Centris (Centris) flavifrons* (Centridini) in an urban area. *Sociobiology* 64(2):166. <http://dx.doi.org/10.13102/sociobiology.v64i2.1277>.
- Dylewski Ł, Maćkowiak Ł, Banaszak-Cibicka W (2020) Linking pollinators and city flora: how vegetation composition and environmental features shape pollinator composition in urban environment. *Urban For Urban Green* 56:126795. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126795>
- Elliot T, Torres-Matallana JA, Teebken J (2025) Urbanization under extreme climate events leads to synchronized decreases in flood protection and increases in vulnerability. *Cities* 160:105827. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cities.2025.105827>.
- Ellis EE, Campbell SA, Edmondson JL (2024) Supplementing floral resources does not mitigate the negative effects of urbanisation on cavity-nesting bees and wasps. <https://doi.org/10.1101/2024.12.19.629413>
- Ferreira LMR, Esteves LS, Souza EP, Santos CAC (2018) Impact of the Urbanisation Process in the Availability of Ecosystem Services in a Tropical Ecotone Area. *Ecosystems* 22(2):266-282. <http://dx.doi.org/10.1007/s10021-018-0270-0>.
- Fortel L, Henry M, Guilbaud L, Mouret H, Vaissière BE (2016) Use of human-made nesting structures by wild bees in an urban environment. *J Insect Conserv* 20(2):239-253. <https://doi.org/10.1007/s10841-016-9857-y>
- Geppert C, Cappellari A, Corcos D, Caruso V, Cerretti P, Mei M, Marini L (2022) Temperature and not landscape composition shapes wild bee communities in an urban environment. *Insect Conserv. Divers* 16(1):65-76. <http://dx.doi.org/10.1111/icad.12602>

- Geslin B, Féon VL, Folschweiller M, Flacher F, Carmignac D, Motard E, Perret S, Dajoz I (2016) The proportion of impervious surfaces at the landscape scale structures wild bee assemblages in a densely populated region. *Ecol. Evol.* 6(18):6599-6615. <http://dx.doi.org/10.1002/ece3.2374>.
- Giacon VP, Valente RA, Cardoso-Leite E (2022) Relação entre urbanização e integridade biótica de remanescentes de Florestas Urbanas. *Ambiente Soc* 25:1-22. <http://dx.doi.org/10.1590/1809-4422asoc20200053r4ao>.
- Gobatto AL, Miranda PN, Uemura N, Miranda SM, Pina WC, Sofia SH (2023) Agricultural landscape influences on the solitary bees and wasps that nest in ecological restoration sites. *Biodivers Conserv* 32:523–544. <https://doi.org/10.1007/s10531-022-02510-w>
- Graf LV, Schneiberg I, Gonçalves RB (2022) Bee functional groups respond to vegetation cover and landscape diversity in a Brazilian metropolis. *Landsc Ecol* 37(4):1075-1089. <https://doi.org/10.1007/s10980-022-01430-y>
- Honchar H (2020) The use of the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) to estimate the diversity of wild bees (Hymenoptera, Apoidea). *Ecol. Sci.* 1(2):133-139. <http://dx.doi.org/10.32846/2306-9716/2020.eco.2-29.1.22>.
- Juntti M, Costa H, Nascimento N (2021) Urban environmental quality and wellbeing in the context of incomplete urbanisation in Brazil: integrating directly experienced ecosystem services into planning. *Prog. Plan* 143:100433. <http://dx.doi.org/10.1016/j.progress.2019.04.003>.
- Kamp IV, Leidelmeijer K, Marsman G, Hollander A (2003) Urban environmental quality and human well-being: Towards a conceptual framework and demarcation of concepts; a literature study. *Landsc Urban Plan* 65:5-18. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(02\)00232-3](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(02)00232-3)
- Knop E (2015) Biotic homogenization of three insect groups due to urbanization. *Glob Chang Biol* 22(1):228-236. <https://doi.org/10.1111/gcb.13091>
- Korányi D, Egerer M, Rusch A, Szabó B, Batáry P (2022) Urbanization hampers biological control of insect pests: a global meta-analysis. *Sci Total Environ* 834:155396. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155396>
- Korányi D, Gallé R, Donkó B, Chamberlain DE, Batáry P (2020) Urbanization does not affect green space bird species richness in a mid-sized city. *Urban Ecosyst* 24(4):789-800. <https://doi.org/10.1007/s11252-020-01083-2>

- Kowarik I (2023) Urban biodiversity, ecosystems and the city. Insights from 50 years of the Berlin School of urban ecology. *Landsc Urban Plan* 240:104877. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2023.104877>
- Langellotto GA, Melathopoulos A, Messer I, Anderson A, McClintock N, Costner L (2018) Garden pollinators and the potential for ecosystem service flow to urban and peri-urban agriculture. *Sustainability* 10(6):2047. <https://doi.org/10.3390/su10062047>
- Li D, Barve N, Brenskelle L, Earl K, Barve V, Belitz MW, Doby J, Hantak MM, Oswald JA, Stucky BJ (2020) Climate, urbanization, and species traits interactively drive flowering duration. *Glob. Change Biol* 27(4):892-903. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.15461>.
- Liang H, He YD, Theodorou P, Yang CF (2023) The effects of urbanization on pollinators and pollination: a meta-analysis. *Ecol Lett* 26(9):1629-1642. <https://doi.org/10.1111/ele.14277>
- Lokatis S, Jeschke JM (2022) Urban biotic homogenization: approaches and knowledge gaps. *Ecol Appl* 32(8):e2703. <https://doi.org/10.1002/eap.2703>
- Luengo G (1998) Elementos para la definición y evaluación de la calidad ambiental urbana. Una propuesta teórico-metodológica. *Anais do IV Seminário Latinoamericano de Calidad de Vida Urbana*. Tandil (Argentina).
- Marshall MS (2021) Cavity-Nesting Bee and Wasp Diversity and Foraging Trip Duration in Urban Residential Gardens, Theses, University of Toronto
- Martén-Rodríguez S, Cristobal-Pérez EJ, Santiago-Hernández MH, Huerta-Ramos G, Clemente-Martínez L, Krupnick G, Taylor O, Lopezaraiza-Mikel M, Balvino-Olvera FJ, Senties-Aguilar EM (2025) Untangling the Complexity of Climate Change Effects on Plant Reproductive Traits and Pollinators: a systematic global synthesis. *Glob. Change Biol* 31(2):1-20. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.70081>.
- Martinson HM, Raupp MJ (2013) A meta-analysis of the effects of urbanization on ground beetle communities. *Ecosphere* 4(5): 1-24. <http://dx.doi.org/10.1890/es12-00262.1>
- Matias DMS, Leventon J, Rau AL, Borgemeister C, von Wehrden H (2017) A review of ecosystem service benefits from wild bees across social contexts. *Ambio* 46(4):456-467. <https://doi.org/10.1007/s13280-016-0844-z>

- McGeoch MA (2007) Insects and bioindication: theory and progress. In: Stewart A, New T, Lewis O (eds) *Insect conservation biology: proceedings of the royal entomological society's 23rd symposium*. CABI Publishing, pp 144-174
- Nagasaki O (2021) Functional specialization for pollination by scoliid wasps and solitary bees of *Ampelopsis glandulosa* (Vitaceae). *Flora* 284:151921 <https://doi.org/10.1016/j.flora.2021.151921>
- Narendran TC (2021) Parasitic hymenoptera and biological control. In: *Biocontrol potential and its exploitation in sustainable agriculture*. Springer, Boston, Massachusetts, pp 1–12
- New TR (2015) Insects along urban-rural gradients. In: New TR (ed) *Insect Conservation and Urban Environments*. Springer, Cham, pp. 33-64. https://doi.org/10.1007/978-3-319-21224-1_3
- Nichol J, Wong MS (2005) Modeling urban environmental quality in a tropical city. *Landsc Urban Plan* 73(1):49-58. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2004.08.004>
- Niu H, Chen L, Zhao H, Abdukirim G, Zhang H (2024) Effects of urbanization on animals: From community to individual level. *Biodiv Sci* 32(8): 23489. <http://dx.doi.org/10.17520/biods.2023489>
- Noël G, Van Keymeulen V, Barbier Y, Smets S, Van Damme O, Colinet G, Lokatis S, Ruelle J, Francis F (2023) Nest aggregations of wild bees and apoid wasps in urban pavements: a ‘street life’ to be promoted in urban planning. *Insect Conserv Divers* 17(2):396-408. <https://doi.org/10.1111/icad.12689>
- Noss RF (1990) Indicators for monitoring biodiversity: A hierarchical approach. *Biol Conserv* 4:355–364. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1990.tb00309.x>
- Olden JD, Poff NL, Douglas MR, Douglas ME, Fausch KD (2004) Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. *Ecol Evol* 19(1):18-24.
- Oliveira JAP, Bhuiyan S (2024) Cities and climate change in developing countries. *Urban Clim*. 58:102169. <http://dx.doi.org/10.1016/j.uclim.2024.102169>
- O'Neill KK (2001) *Solitary wasps: behavior and natural history*. Cornell University Press
- Ollerton J (2017) Pollinator diversity: Distribution, ecological function, and conservation. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 48:353-376

- Pandey B, Ghosh A (2023) Urban ecosystem services and climate change: a dynamic interplay. *Front. sustain. Cities* 5:1-34. <http://dx.doi.org/10.3389/frsc.2023.1281430>.
- Parikh G, Rawtani D, Khatri N (2020) Insects as an indicator for environmental pollution. *Environ Claims J* 33(2):161-181. <https://doi.org/10.1080/10406026.2020.1780698>
- Patel V Pauli N, Biggs E, Barbour L, Boruff B (2021) Why bees are critical for achieving sustainable development. *Ambio* 50:49–59. <https://doi.org/10.1007/s13280-020-01333-9>
- Prendergast KS (2023) Checking in at bee hotels: trap-nesting occupancy and fitness of cavity-nesting bees in an urbanised biodiversity hotspot. *Urban Ecosyst* 26(5):1381-1395. <https://doi.org/10.1007/s11252-023-01381-5>
- Prendergast KS, Dixon KW, Bateman FW (2022) A global review of determinants of native bee assemblages in urbanized landscapes. *Insect Conserv Divers* 15(4):385-405. <https://doi.org/10.1111/icad.12569>
- Prestes RM, Vincenci KL (2019) Bioindicadores como avaliação de impacto ambiental / Bioindicators as environmental impact assessment. *Braz J Anim Environ Res* 2(4):1473–1493
- Rader R et al (2016) Non-bee insects are important contributors to global crop pollination. *Proc Natl Acad Sci* 113:146–151. <https://doi.org/10.1073/pnas.1517092112>
- Rebele F (1994) Urban ecology and special features of urban ecosystems. *Glob Ecol Biogeogr Lett* 6(4):173-187. <https://doi.org/10.2307/2997649>
- Rocha-Filho LC et al (2020) Green patches among a grey patchwork: the importance of preserving natural habitats to harbour cavity-nesting bees and wasps (Hymenoptera) and their natural enemies in urban areas. *Biodivers Conserv* 29(8):2487-2514. <https://doi.org/10.1007/s10531-020-01985-9>
- Ruas RB, Costa LMS, Bered F (2022) Urbanization driving changes in plant species and communities – A global view. *Glob Ecol Conserv* 38:e02243. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2022.e02243>
- Sánchez-Bayo F, Wyckhuys KAG (2019) Worldwide decline of the entomofauna: a review of its drivers. *Biol. Conserv.* 232:8-27. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2019.01.020>.

- Suarez-Rubio M, Krenn R (2018) Quantitative analysis of urbanization gradients: a comparative case study of two European cities. *J Urban Ecol* 4(1). <https://doi.org/10.1093/jue/juy027>
- Sumner S, Law G, Cini A (2018) Why we love bees and hate wasps. *Ecol Entomol* 43(6):836-845. <https://doi.org/10.1111/een.12676>
- Szabó B, Korányi D, Gallé R, Lövei GL, Bakonyi G, Batáry P (2023) Urbanization decreases species richness and increases abundance in dry climates, whereas decreases in wet climates: a global meta-analysis. *Sci Total Environ* 859:160145. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160145>
- Theodorou P, Baltz LM, Paxton RJ, Soro A (2020) Urbanization is associated with shifts in bumblebee body size, with cascading effects on pollination. *Evol Appl* 14(1):53-68. <https://doi.org/10.1111/eva.13087>
- Trentanovi G, Lippe M, Sitzia T, Ziechmann U, Kowarik I (2013) Biotic homogenization at the community scale: disentangling the roles of urbanization and plant invasion. *Divers distrib* 19(7): 738-748. <https://doi.org/10.1111/ddi.12028>
- Vaz S, Manes S, Khattar G, Mendes M, Silveira L, Mendes E, Rodrigues EM, Gama-Maia D, Lorini ML, Macedo M (2023) Global meta-analysis of urbanization stressors on insect abundance, richness, and traits. *Sci Total Environ* 903:165967. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165967>
- Wen J, Xi J, Pan Y, Wang S, Fan Z, Fu W (2024) Spatial Conservation Prioritization for Land in Megacity Facing Climate Change and Biodiversity Loss. *Sustainability* 16(4):1392. <http://dx.doi.org/10.3390/su16041392>.
- Wenzel A, Grass I, Belavadi VV, Tschardt T (2020) How urbanization is driving pollinator diversity and pollination – A systematic review. *Biol Conserv* 241:108321. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108321>
- Xie G, Sookhan N, Carscadden KA, MacIvor JS (2022) No evidence for environmental filtering of cavity-nesting solitary bees and wasps by urbanization using trap nests. *Ecol Evol* 12(10):e9360
- Yang X, Wang K, Zhang Y (2024) Spatial Spillover Effects of Urbanization on Ecosystem Services under Altitude Gradient. *Land* 13(5): 622. <http://dx.doi.org/10.3390/land13050622>

Zanette LRS, Martins RP, Ribeiro SP (2005) Effects of urbanization on Neotropical wasp and bee assemblages in a Brazilian metropolis. *Landsc. Urban Plan* 71(2-4):105-121. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2004.02.003>.

CAPÍTULO ÚNICO

**Resposta da comunidade de abelhas e vespas solitárias (Hymenoptera: Aculeata) à
variação da qualidade ambiental em um gradiente de urbanização**

Resposta da comunidade de abelhas e vespas solitárias (Hymenoptera: Aculeata) à variação da qualidade ambiental em um gradiente de urbanização

Resumo

A conversão de áreas naturais para uso urbano promove profundas alterações ambientais, o que afeta a biodiversidade e modifica a qualidade do ambiente. As abelhas e vespas solitárias são partes significativas da fauna urbana, provendo serviços ecossistêmicos cruciais para a manutenção dos ecossistemas. Assim, o objetivo desse estudo foi analisar como a variação ambiental ao longo de um gradiente de urbanização, afeta a comunidade de abelhas e vespas solitárias que nidificam em cavidades preexistentes. Para isso, esses insetos foram amostrados com o auxílio de ninhos-armadilha durante um ano (set/23 a ago/24). O gradiente ambiental analisado foi caracterizado enquanto o grau de urbanização (IndUrb) e cobertura vegetal (NDVI). Os diferentes estratos do gradiente (florestal, rural, periurbano e urbano) foram comparados em termos de ocupação dos ninhos-armadilha, variáveis ecológicas (riqueza, diversidade, dominância e uniformidade) e presença e dinâmicas de interações de parasitismo. Um total de 577 ninhos foram fundados ao longo de um ano, com a maioria deles na zona rural (n=199). As espécies dominantes em número de ninhos foram *Centris tarsata* Smith, 1874 (n= 66) e *Trypoxylon nitidum* Smith, 1856 (n= 44), sendo também as únicas amostradas nos quatro estratos do gradiente. No geral, os efeitos negativos da urbanização sobre as abelhas e vespas solitárias, em termos de riqueza, diversidade e uniformidade, atingiu seu efeito máximo nas áreas com maior intensidade de urbanização. Assim, é possível concluir que é nas áreas mais intensamente urbanizadas onde se maximizam as alterações na estrutura e dinâmica das comunidades analisadas. Isso evidencia que a urbanização é um estresse ambiental que impacta negativamente esses insetos. Nossos resultados reforçam a importância do manejo dos espaços urbanos com propósitos ecológicos, de modo a promover uma urbanização de alta qualidade, com menos custos ambientais e maior segurança ecológica.

Palavras-chave: Aculeata; Ecossistema urbano; Espaços verdes; Planejamento ambiental; Sustentabilidade.

Abstract

The conversion of natural areas to urban use promotes profound environmental changes, which affect biodiversity and modify the environmental quality. Solitary bees and wasps are significant parts of the urban fauna, providing crucial ecosystem services for the maintenance of ecosystems. Thus, the objective of this study was to analyze how the environmental variation along an urbanization gradient affects the community of solitary bees and wasps nesting in pre existing cavities. For this purpose, these insects were sampled using trap nests during one year (September 23 to September 24). The environmental gradient was characterized by the degree of urbanization (IndUrb) and vegetation cover (NDVI). The different gradient strata (forest, rural, peri-urban and urban) were compared in terms of trap nest occupancy, ecological variables (richness, diversity, dominance and evenness) and the presence and dynamics of parasitism interactions. A total of 577 nests were founded for one year, most of them in rural areas (n=199). The dominant species in terms of number of nests were *Centris tarsata* Smith, 1874 (n=66) and *Trypoxylon nitidum* Smith, 1856 (n=44), which were also the only ones sampled in the four strata of the gradient. In general, the negative effects of urbanization on solitary bees and wasps, in terms of richness, diversity and uniformity, reached their maximum effect in the areas with the highest urbanization intensity. Thus, it is possible to conclude that it is in the most intensely urbanized areas that changes in the structure and dynamics of the communities analyzed are maximized. This shows that urbanization is an environmental stress impacting the levels of these insects. Our results reinforce the importance of managing urban spaces with ecological purposes, to promote high-quality urbanization, with lower environmental costs and greater ecological security.

Key-words: Aculeata; Urban ecosystem; Green spaces; Environmental planning; Sustainability.

Introdução

A conversão de áreas naturais para uso urbano promove alterações ambientais como fragmentação de hábitat (Xu et al. 2018; Kondratyeva et al. 2020; Mitchell e Devisscher 2022), aumento nos níveis de poluição (e.g. química, sonora e luminosa) (Zhang et al. 2022; Zheng et al. 2023) e surgimento do efeito “ilhas de calor” (Li et al. 2023). Esses fatores atuam simultaneamente como estressores ambientais, alterando a distribuição de recursos e áreas de hábitat e, conseqüentemente aumentando a pressão sobre a distribuição da diversidade de espécies (Swan et al. 2011; Wang et al. 2023). No entanto, apesar das inúmeras evidências de que a urbanização representa uma ameaça direta à saúde dos ecossistemas e, indiretamente, à manutenção de populações humanas, seus efeitos sobre a biodiversidade ainda são controversos (Kehoe et al. 2020; Wang et al. 2022; Vaz et al. 2023; Li et al. 2024).

Os danos aos padrões ecológicos provocados por essas atividades antrópicas inevitavelmente alteram os padrões de qualidade ambiental do meio urbano (Wei e Zhang 2017; Morelli et al. 2021; Solarin et al. 2021). Nesses espaços, áreas construídas substituem gradativamente a vegetação nativa, formando um mosaico ambiental disperso, caracterizado por uma mistura de vegetação remanescentes (que variam de tamanho de manchas, conectividade e nível de interferência humana) intercaladas com diferentes estruturas urbanas (Kuang et al. 2021; Luo et al. 2021; Zhou et al. 2023b). Esses espaços verdes, como parques, praças, hortos e jardins, além das áreas seminaturais limítrofes às cidades, têm se mostrado como refúgios para a diversidade, e no contexto urbano, a distribuição dessas espécies desempenha um importante papel como indicador da qualidade ambiental (Juntti et al. 2021; Renaud et al. 2022; Zhou et al. 2023a; Biella et al. 2025).

Nesse cenário, tem sido crescente o uso de comunidades biológicas para avaliação da saúde desses ambientes (Morelli et al. 2021). Dada a importância funcional dos insetos nos ecossistemas terrestres, esse grupo torna-se particularmente adequado como bioindicador da qualidade ambiental dos habitats, amparado também por sua megadiversidade e sensibilidade às mudanças na disponibilidade de recursos e na estrutura da paisagem (Jones e Leather 2012; Oliveira et al. 2014; Meineke et al. 2023; Vaz et al. 2023).

Entre os insetos, as abelhas e vespas solitárias (Hymenoptera; Aculeata) se destacam como partes significativas da fauna urbana, provendo serviços ecossistêmicos

como polinização e controle biológico de invertebrados, processos esses, cruciais para a manutenção da vegetação, da fauna associada e, conseqüentemente, da diversidade funcional em áreas urbanas (Zanette et al. 2005; Brock et al. 2021; Moretti et al. 2021). Segundo Klein et al. (2002) e Montagnana et al. (2021), as mudanças na paisagem afetam grupos funcionais, como polinizadores e predadores, tornando os serviços prestados por esses grupos entre os mais impactados pela urbanização. Desse modo, o uso desses insetos, incluindo atributos descritivos da comunidade e suas interações podem ser bons indicadores da qualidade do hábitat (Tscharntke et al. 1998; Job e Olakkengill 2016; Demeter et al. 2024).

A manutenção da biodiversidade e do funcionamento dos ecossistemas está diretamente relacionada à manutenção de suas interações ecológicas (Theodorou 2022). A relação de parasitismo que frequentemente ocorre em ninhos de abelhas e vespas solitárias, pode ser diretamente associada à dinâmica populacional de seus hospedeiros, quanto indiretamente a características ambientais como uso e cobertura do solo urbano, proporção de superfícies impermeáveis e presença e conectividade de áreas verdes (Theodorou et al. 2022). As respostas dos parasitas às pressões ambientais urbanas podem ser importantes para entender como a atividade antrópica está afetando processos ecológicos (Alves et al. 2024). Alterações na dinâmica parasita-hospedeiro podem ter implicações significativas para a estabilidade dos ecossistemas urbanos uma vez que os parasitas desempenham um papel fundamental no controle populacional e na manutenção da biodiversidade (Pereira-Peixoto et al. 2016). Sexton et al. (2021), por exemplo, relataram um aumento no sucesso reprodutivo de abelhas nidificantes em cavidade em áreas urbanas, associado a redução nas taxas de parasitismo. Segundo Nelson e Forbes (2014) e Dürrbaum et al. (2023), a perda e fragmentação do hábitat promovida pelo desenvolvimento urbano impõe limites à dispersão de abelhas e vespas o que pode refletir no sucesso das interações específicas.

Dentre esse grupo, a resposta das abelhas e vespas solitárias nidificantes em cavidades a gradientes ambientais varia conforme o estudo (e.g. Geslin et al. 2016; Casanelles-Abella et al. 2024; Ferrari et al. 2024; Marrero et al. 2025). A variação na disponibilidade de recursos intrínseca a gradientes, se reflete nessa guilda em aspectos como alterações nas taxas de ocupação, sucesso reprodutivo, e conseqüentemente na densidade populacional (Williams e Kremen 2007, Moretti et al. 2021, Mayr et al. 2021). No trabalho Xie et al. (2022), que investigaram essa guilda na cidade de Toronto, Canadá, não encontraram evidências significativas de que áreas urbanas atuem como

um filtro ambiental para abelhas e vespas solitárias usando ninhos-armadilha. Apesar disso, no mesmo estudo, os autores reconhecem que as cidades ao redor do mundo variam em composição e estrutura biótica e abiótica, e que isso influencia o hábitat e os recursos disponíveis para esses insetos.

No Brasil, estudos recentes têm contribuído significativamente para ampliar o entendimento sobre o assunto. Rocha-Filho et al. (2020), por exemplo, estudando esse grupo em uma área de cerrado/floresta estacional semidecidual em Ribeirão Preto/SP, encontraram uma redução na diversidade de abelhas e vespas à medida que se aproximava de áreas mais intensamente urbanizadas. De modo similar, Silva et al. (2022) realizaram um estudo também no estado de São Paulo, porém sob a perspectiva das interações ecológicas entre abelhas e vespas solitárias, vespas e seus inimigos naturais. Neste trabalho os autores defendem que a resposta desses grupos a gradientes de pressão antrópica pode ser uma importante ferramenta para entender os impactos da urbanização.

Diferentes abordagens têm sido utilizadas para estudar esses insetos no contexto urbano, sendo uma delas o uso de gradientes de ambientais (e.g. Pereira-Peixoto et al. 2014; Fortel et al. 2016; Ferrari et al. 2024). Essa metodologia permite identificar mudanças na amplitude de distribuição dos organismos em resposta às variações graduais das condições do ambiente (McDonnell e Hahs 2008, 2015). No caso de gradientes de urbanização, áreas mais intensamente urbanizadas frequentemente limitam essa distribuição da fauna (Rega-Brodsky et al. 2022). No entanto, Batáry et al. (2018), destacam que, embora o uso de gradiente possa ser aplicado em diferentes contextos ecológicos, deve-se evitar a simplificação desses a uma dicotomia entre extremos, desconsiderando a importância das áreas intermediárias de perturbação.

Os ambientes seminaturais e rurais são partes significativas dos gradientes urbanos, abrigando em muitos casos, uma alta riqueza e abundância de espécies, que respondem positivamente às condições ambientais desses espaços, de acordo com a hipótese da perturbação intermediária (Iserhard et al. 2018; Wang et al 2020). No entanto, dada as dimensões continentais do país, atrelado ao fato de que as características individuais de cada cidade, bem como, os biomas onde elas se encontram pode afetar o tipo de resposta das comunidades biológicas ao processo de urbanização (Fillooy et al. 2019), dessa forma, é preciso avançar com essas pesquisas em diferentes regiões do país.

Assim, o presente estudo se baseia na análise integrada de características ambientais e de comunidades de insetos-chave dos ecossistemas urbanos. O objetivo foi analisar como a variação ambiental ao longo de um gradiente de urbanização com locais que vão desde as áreas preservadas até áreas dominadas pelo desenvolvimento urbano em um local de transição entre os biomas Mata Atlântica/Caatinga, afeta a comunidade de abelhas e vespas solitárias que nidificam em cavidades preexistentes. De modo a responder como a qualidade do ambiente impacta essa guilda.

Estudos com abelhas e vespas solitárias nidificantes em cavidades por meio do uso de ninhos-armadilha, configura um método padronizado para monitorar respostas da fauna a diferentes formas de ocupação do solo (Hashimoto e Endo 2014, Staab et al. 2018). A caracterização dessas comunidades e de suas interações ecológicas ao longo de gradientes de urbanização pode fornecer indicadores de qualidade ambiental, com possibilidade de aplicação no planejamento e manejo de áreas verdes urbanas (Tschardt et al. 1998). Por exemplo, identificar atributos da vegetação como proporção de espécies nativas ou presenças de espécies fonte de néctar, pólen, óleos ou resinas, aspectos esses que favorecem a manutenção desses organismos e de seus inimigos naturais nos espaços urbanos, é uma possível estratégia para subsidiar políticas públicas voltadas à ampliação de infraestrutura verde, à conexão de habitats urbanos e à incorporação de critérios ecológicos no planejamento ambiental urbano (Loyola e Martins 2007, Marinho e Vivallo 2020, Sydenham et al. 2022). Ademais, a inclusão desses indicadores em programas de monitoramento ambiental urbano pode contribuir para integrar biodiversidade e serviços ecossistêmicos como critérios na gestão ambiental (Loyola e Martins 2008).

Com base em evidências anteriores da literatura (e.g. Fortel et al. 2014; Matos et al. 2016; Casanelles-Abella et al. 2024), são testadas quatro hipóteses sobre os efeitos da urbanização na comunidade de abelhas e vespas solitárias;

1- O índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI) e *score* de urbanização influenciam os valores de riqueza, diversidade e uniformidade da comunidade de abelhas e vespas solitárias que nidificam em cavidades, respondendo negativamente à intensidade de urbanização (Fig 1a);

2- Áreas intermediárias, em termos de perturbação antrópica, apresentam maior taxa de ocupação, associado à redução na disponibilidade de cavidades naturais para nidificação (Fig 1b);

3- Nas áreas mais intensamente urbanizadas do gradiente, existe um decréscimo na taxa de parasitismo dos ninhos-armadilha (Fig 1c);

4- Existe uma maior dominância de espécies nas áreas com maior intensidade de urbanização, associado à maior presença de espécies comuns (Fig 1d).

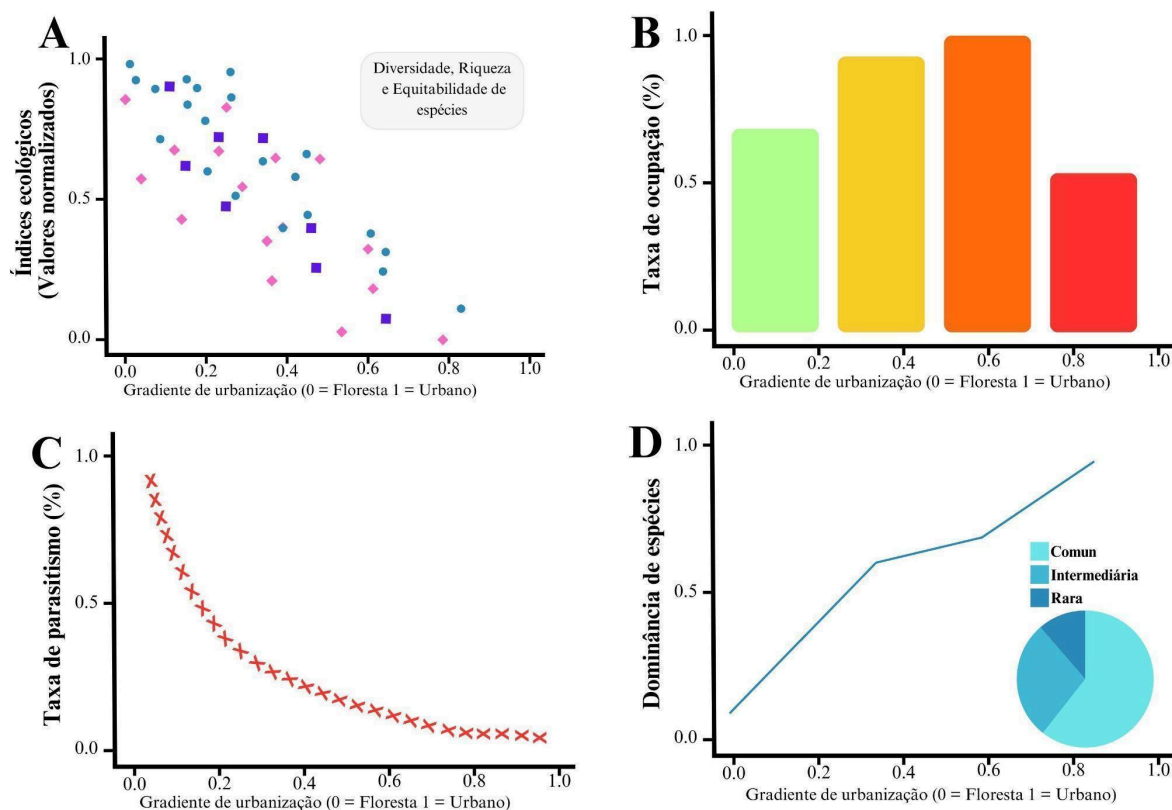


Figura 1 Hipóteses sobre os efeitos das variáveis associadas à qualidade ambiental (intensidade da urbanização e cobertura vegetal) sobre: (a) riqueza, diversidade e equitabilidade das comunidades de abelhas e vespas solitárias que nidificam em cavidades preexistentes; (b) taxa de ocupação; (c) taxas de parasitismo; (d) dominância de espécies.

Metodologia

Área de estudo

O estudo foi realizado em 12 pontos distribuídos nos municípios de Feira de Santana, Coração de Maria e Varzedo, localizados no semiárido do estado da Bahia, Brasil. Essas localidades possuem áreas urbanas, de 143,15 km², 5,64 km² e 0,85 km² (IBGE, 2023), respectivamente, e encontram-se na transição entre os biomas Mata Atlântica e Caatinga.

A cidade de Feira de Santana encontra-se nas coordenadas 12°16'24"S, 38°57'20"O, com altitude média de 234 m. O clima é equatorial (Af), segundo a

classificação climática de Köppen-Geiger, com temperatura média em torno de 24°C, e precipitação média anual de 848 mm (Estação Climatológica 2006). Devido à pressão antrópica, as áreas remanescentes de vegetação nativa no município consistem em pequenos fragmentos florestais isolados em meio à malha urbana (Cardoso et al. 2009).

O município de Coração de Maria fica situado nas coordenadas 12°14'1"S, 38°44'43"O, possui altitude média de 375 m, clima e temperatura média anual similar à Feira de Santana, e pluviosidade de 1.150 mm. Segundo o IBGE (2023), a maior parte da população desse município reside na zona rural. Para a amostragem, selecionou-se o distrito de Retiro, que possui vegetação predominante típica de Caatinga, com poucas áreas de mata de caatinga fechada (Cerqueira e Andena 2017).

Por fim, o município de Varzedo localiza-se nas coordenadas 12°58'14"S, 39°23'37"O, apresenta clima tropical com estação seca (Aw), temperatura média anual em torno de 23 °C e pluviosidade de 1.200 mm e . Nesse município os pontos de coleta foram situados na Reserva Particular de Proteção Natural de Guarirú - RPPN Guarirú, com área de 41 ha, localizada no maciço serrano Serra da Jiboia, que possui aproximadamente 22.500 ha e é formado por elevações de até 820 m de altitude, localizada em áreas de transição dos biomas Mata Atlântica/Caatinga, e vegetação predominantemente do tipo Floresta Ombrófila Densa (Blengini et al. 2015; Amorim 2023) (Fig 2).

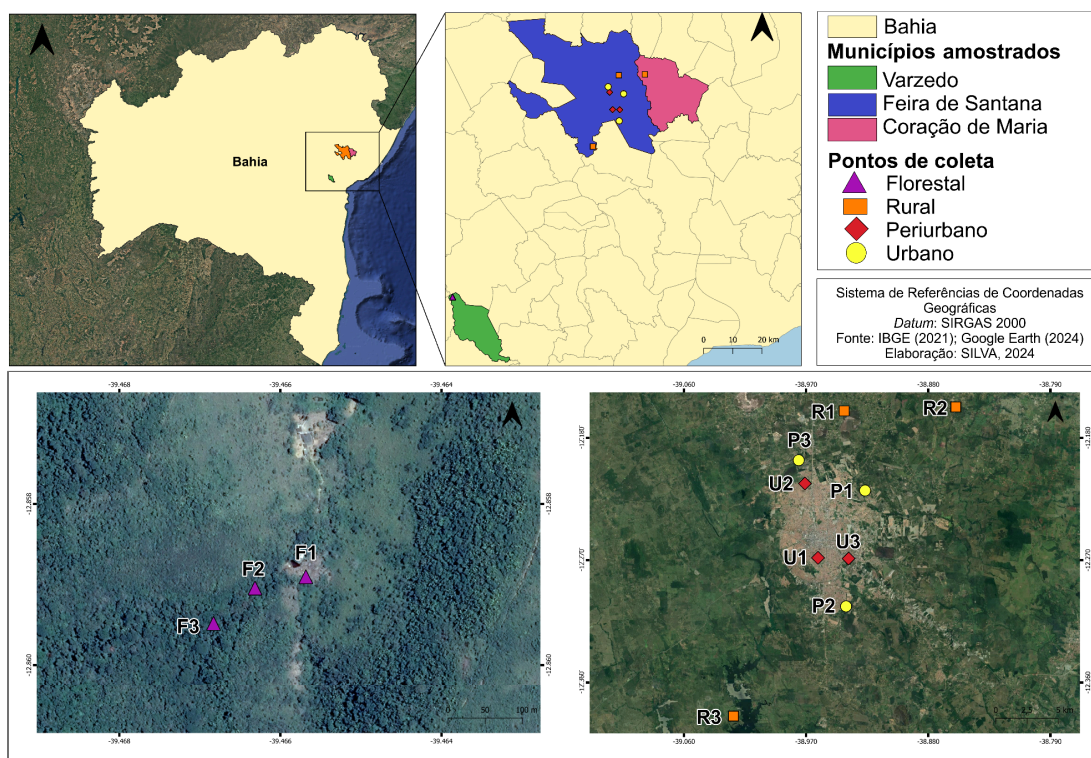


Figura 2 Mapa de localização dos municípios da Bahia selecionados como áreas de amostragem. Destaque para os pontos amostrais (F = florestal, R = rural, P = periurbano e U = urbano) ao longo do gradiente natural-urbano onde ocorreram as coletas das abelhas e vespas solitárias nidificantes em cavidades.

Delineamento amostral

Os pontos de coleta foram selecionados e caracterizados quanto ao grau de urbanização, com base no percentual de área urbana e cobertura vegetal em um raio de até 1000 m no entorno de cada área amostral. Como controle, foram amostrados locais dentro de uma área de remanescente de Mata Atlântica, com baixa influência urbana. Desse modo, o gradiente de urbanização contou com 12 pontos distribuídos, sendo três pontos em cada um dos quatro estratos: florestal (F), rural (R) periurbano (P) e urbano (U), variando em níveis de interferência antrópica, de áreas com menor a maior perturbação ambiental, respectivamente (Fig 3).

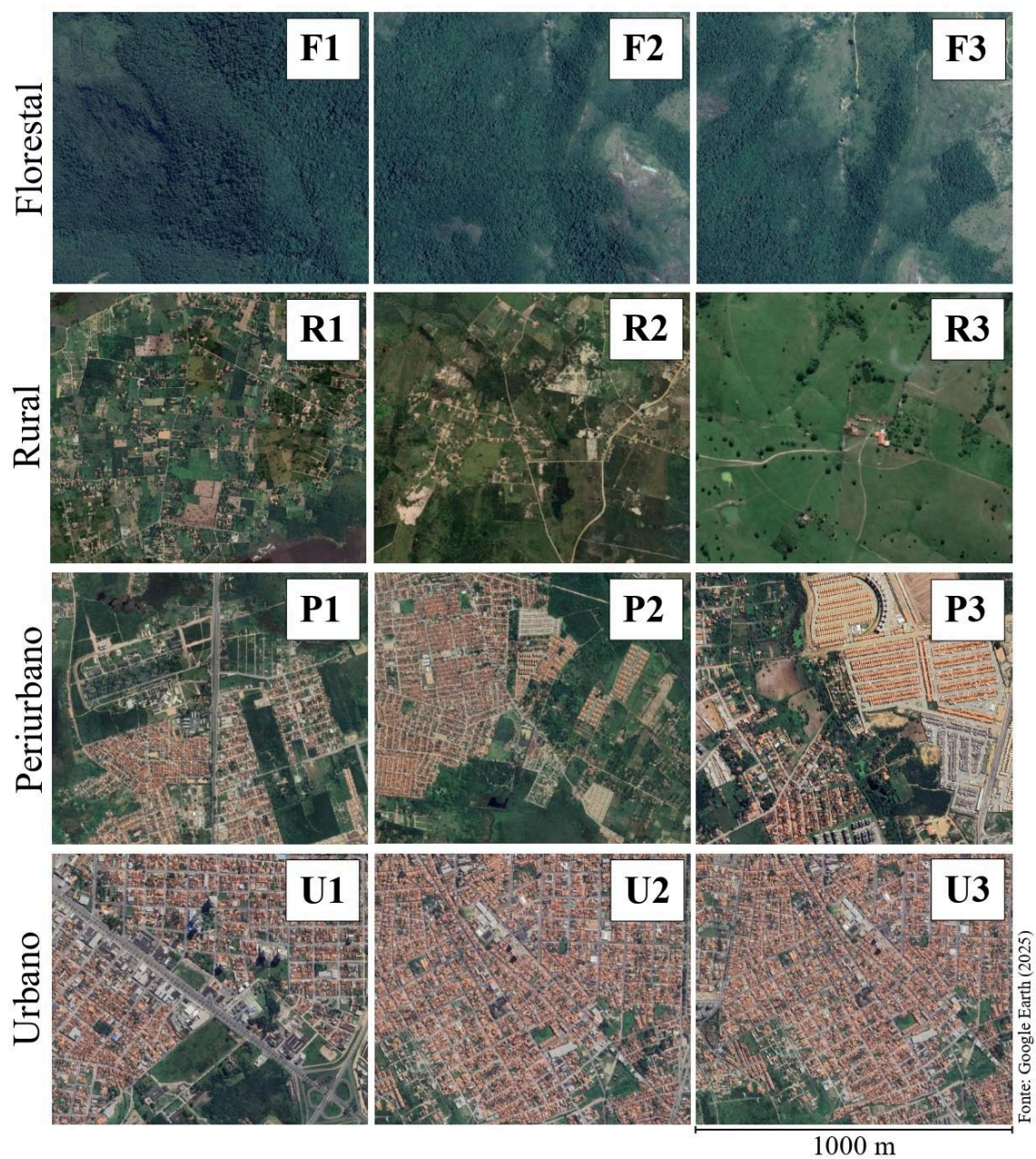


Figura 3 Gradiente de urbanização com os 12 pontos de coleta de abelhas e vespas solitárias nidificantes em cavidades preexistentes. A escala de 1000 m representa a área analisada pelo *software Urbanization Score*, utilizado para classificar os pontos de amostragem conforme o grau de urbanização.

O percentual de área urbana e cobertura vegetal utilizado para classificar os estratos do gradiente foi obtido a partir do Índice de Urbanização (IndUrb) e do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI), calculados para cada ponto de coleta. O IndUrb foi gerado pelo *software* semiautomatizado *Urbanization Score* com base no método de Czúni et al. (2012). Esse *software* gera uma matriz de 1 Km² em torno das coordenadas do ponto amostral, e analisa cada pixel das imagens aéreas do Google Maps em relação às áreas verdes, edifícios e estradas pavimentadas, a partir disso é gerado um *score* de urbanização (Anexo – Fig 1). Já o NDVI, que mede indiretamente a cobertura, densidade e vigor vegetativo, foi calculado por meio do software QGIS, a partir de imagens de satélite do Landsat 8, com resolução de 30 m (Anexo – Fig 2). A descrição de cada ponto de coleta, bem como os valores encontrados para o IndUrb e NDVI podem ser encontrados na tabela 1.

Tabela 1 Dados geográficos e ambientais dos locais de coleta selecionados, incluindo os valores do índice de Urbanização (IndUrb) e Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) considerados para a construção do gradiente de urbanização e a caracterização dessas áreas.

Município	Coordenadas Geográficas	Ponto de coleta	IndUrb	NDVI	Estrato do Gradiente	Caracterização
Varzedo	-12°51'34,134"S -39°28'0,588"W	F3	-2,68919	0,402298	Florestal	Remanescente florestal de Mata Atlântica, limítrofe a áreas de vegetação típica de Caatinga.
Varzedo	-12°51'32,052"S -39°27'56,46"W	F2	-2,66219	0,479568	Florestal	Remanescente florestal de Mata Atlântica, limítrofe a áreas de vegetação típica de Caatinga.
Varzedo	-12°51'32,556"S -39°27'58,734"W	F1	-2,53386	0,466671	Florestal	Remanescente florestal de Mata Atlântica, limítrofe a áreas de vegetação típica de Caatinga.
Feira de Santana	-12°23'5,046"S -39°1'24,612"W	R3	-2,12043	0,259301	Rural	Residência particular na zona rural, próximo a pequenas plantações de rotatividade, como feijão e abóbora, além de espécies arbóreas frutíferas como manga e caju.
Coração de Maria	-12°9'25,944"S -38°51'34,626"W	R2	-1,50914	0,207541	Rural	Situa-se em uma área com residências esparsas e quintais produtivos, situados próximo às pequenas áreas de cultivo e remanescentes de Caatinga.
Feira de Santana	-12°9'36,492"S -38°56'30,822"W	R1	-1,45274	0,227579	Rural	Residência particular na zona rural, próximo a fazendas com grandes áreas de pastagem.
Feira de Santana	-12°11'47,184"S -38°58'31,5"W	P3	0,119047	0,18689	Periurbano	Localizado no <i>campus</i> da Universidade Estadual de Feira de Santana (UEFS), que inclui áreas verdes manejadas com propósitos paisagísticos e pequenos remanescentes de vegetação nativa. O <i>campus</i> encontra-se em um bairro com histórico antigo de expansão.

Feira de Santana	-12°18'14,424"S -38°56'25,86"W	P2	0,732754	0,1927735	Periurbano	Localizado no Parque da Cidade Frei José Monteiro Sobrinho, compreende uma mistura de vegetação nativa, típica de Caatinga arbórea, permeada por espécies exóticas mantidas para fins paisagísticos. Situado em um bairro com histórico antigo de expansão.
Feira de Santana	-12°13'7,416"S -38°55'35,46"W	P1	1,33184	0,108476	Periurbano	Fica localizado em um condomínio residencial em um bairro em atual processo de expansão urbana. A vegetação presente no local, é composta principalmente por espécies exóticas ornamentais, com árvores esparsas.
Feira de Santana	-12°16'7,698"S -38°56'19,14"W	U3	1,68283	0,149968	Urbano	Localizado na Unidade Experimental Horto Florestal da UEFS, que fica situada no centro urbano do município.
Feira de Santana	-12°21'3,65"S -38°97'10,4"W	U2	2,0412	0,125494	Urbano	Situa-se em um dos primeiros locais a ser urbanizado no município. O ponto de coleta consiste em um jardim particular, com uma complexa mistura de plantas exóticas.
Feira de Santana	-12°16'5,79"S -38°57'40,326"W	U1	3,76934	0,112641	Urbano	Localizado em um quintal residencial, com presença de árvores frutíferas como acerola e graviola. Fica situado em um bairro no centro urbano do município.

Coleta de abelhas e vespas solitárias

As abelhas e vespas solitárias foram amostradas com o auxílio de ninhos-armadilha (NA) construídos com gomos de bambu (GB), fechados naturalmente em uma das extremidades com o nó presente da planta (construído por um internódio), com diâmetro interno de 5-25 mm e comprimento aproximado de 20 cm. Ninhos com dimensões semelhantes foram utilizadas por outros autores (e.g. Matos et al. 2013; Flores et al. 2018; Rocha-Filho et al. 2019). Cada conjunto de NA foi feito com uma média de 10 a 15 GB arranjados dentro de secções transversais de garrafas PET. Seis conjuntos de ninhos-armadilha foram colocados em cada ponto de amostragem, cada um depositado com a abertura orientada para diferentes direções (ca. 90° entre eles). Assim, o estudo contou com um total de 65 GB por ponto de amostragem e 780 internódios em todo o trabalho ao longo dos 12 pontos (Fig 4).

A instalação dos NA ocorreu em agosto de 2023, e os mesmos foram vistoriados mensalmente com auxílio de uma lanterna e um otoscópio durante o período de um ano, até agosto de 2024. A cada coleta, os NA deteriorados ou ocupados por inimigos naturais, como formigas e cupins, foram trocados e substituídos por novos. Foi considerado um NA ocupado por esses insetos como aquele com algum material fechando a abertura do bambu. Em ambos os casos ocorreu a substituição por novos com diâmetros semelhantes.



Figura 4 Ninhos-armadilha construídos com gomos de bambu e dispostos em garrafas PET, utilizados para a captura das abelhas e vespas solitárias nidificantes em cavidades preexistentes.

Os insetos emergentes foram identificados com o auxílio de chaves taxonômicas, comparação com publicações (anexos) e consulta a especialistas. Posteriormente, os espécimes foram congelados e depositados na coleção úmida refrigerada do Laboratório de Estudos Ambientais (LEA), na Universidade de Feira de Santana-BA.

Análise dos dados

Com a finalidade de verificar alterações na estrutura das comunidades de abelhas e vespas solitárias, foi aplicada uma seleção de índices, baseados

principalmente no número de ninhos fundados. Foi considerada a taxa de ocupação (%) a razão entre o (número de ninhos ocupados/número de ninhos disponibilizados) x 100. Enquanto a taxa de emergência (%) foi tida como a razão entre o (número de ninhos em que houve a emergência do adulto/número de ninhos ocupados) x 100. A diferença entre o número de ninhos fundados em cada ponto de amostragem foi analisada pelo teste de qui-quadrado (X^2).

A fim de verificar a estrutura da comunidade, foram consideradas a riqueza (S) e a abundância de indivíduos emergidos. A diversidade, dominância e uniformidade das espécies foi calculada segundo a fórmula de Shannon-Wiener ($H' = -\sum p_i \times \ln p_i$), Índice de Berger-Parker ($d = N_{\max}/N_{\text{total}}$) e a Equitabilidade de Pielou ($J' = H/H'_{\max}$), respectivamente (Magurran 2004). Esses índices foram calculados de forma complementar a partir do número de ninhos fundados e número de indivíduos emergentes.

Foram elaboradas redes bipartidas (abelhas e vespas fundadoras do ninhos/espécies parasitas) para cada estrato do gradiente, com o intuito de investigar se existe diferença nas redes de interações entre eles. Para isso, foram construídas matrizes de ocorrência da interação e número de ninhos parasitados, separadamente para cada estrato. As redes foram comparadas em termos de composição e conectância ($C = \text{relação entre o número de interações observadas e o número de interações possíveis de ocorrer}$) a fim de identificar relação entre as interações que ocorrem entre os estratos sob menos e mais pressão ambiental.

A comunidade de de abelhas e vespas nidificantes foi comparada por meio do índice de dissimilaridade de Bray-Curtis, utilizando o algoritmo UPGMA (Unweighted Pair Group Method using Arithmetic averages). Para isso foi elaborada uma matriz de dados, com as quantidades de ninhos fundados por espécies agrupadas por estratos do gradiente (florestal, rural, periurbano e urbano).

Para estimar o número de espécies nas quatro classes do gradiente de urbanização em função do número de ninhos fundados foi feita a curva de rarefação e extrapolação (número de Hill $q = 0$), baseada em abundância (abundance-based). Utilizou-se os intervalos de confiança de 95% e estimador não-paramétrico Bootstrap (com 1000 repetições) (Chao et al. 2014; Hsieh et al. 2016).

Analisou-se comparativamente a proporção de espécies raras, intermediárias e comuns, separadamente para os quatro níveis do gradiente analisado, nesse caso, baseado no número de ninhos fundados. Para isso utilizou-se o método de Palma (1975)

e adaptado por Aguiar e Gaglianone (2008), que considera tanto a frequência de ocorrência como a dominância das espécies. Segundo esse modelo, a frequência de ocorrência (FO) relaciona-se ao número de amostras com registro da espécie/número total de amostras x 100. A partir disso, gera-se a classificação das espécies em FO, que são: Infrequente (IN) = $< 25\%$; Frequente (F) = $> 25\%$ e $< 50\%$; e Muito frequente (MF) = $> 50\%$.

A proporção de dominância (D) é dada pela fórmula (abundância de indivíduos da mesma espécie/abundância total de indivíduos coletados) x 100. Assim as espécies são classificadas em três classes: Ocasional = $< 2,5\%$; Acessória = $> 2,5\%$ e $< 5\%$; e Dominante = $> 5\%$. A partir das combinações dos resultados de FO e D as espécies são classificadas em: comum (muito frequente e dominante), rara (infrequente e ocasional) e intermediária para todas as demais combinações.

Utilizou-se a correlação de Pearson entre as variáveis ambientais a fim de verificar uma possível correlação entre elas. Posteriormente foi realizada uma Regressão Linear Simples entre as métricas de comunidade: riqueza, diversidade e dominância, além dos dados de número de ninhos fundados e o número de ninhos parasitados com a variável ambiental (IndUrb). Todas as análises estatísticas foram realizadas utilizando o software R versão 4.2.3. A figura 5 esquematiza os procedimentos metodológicos adotados no estudo.

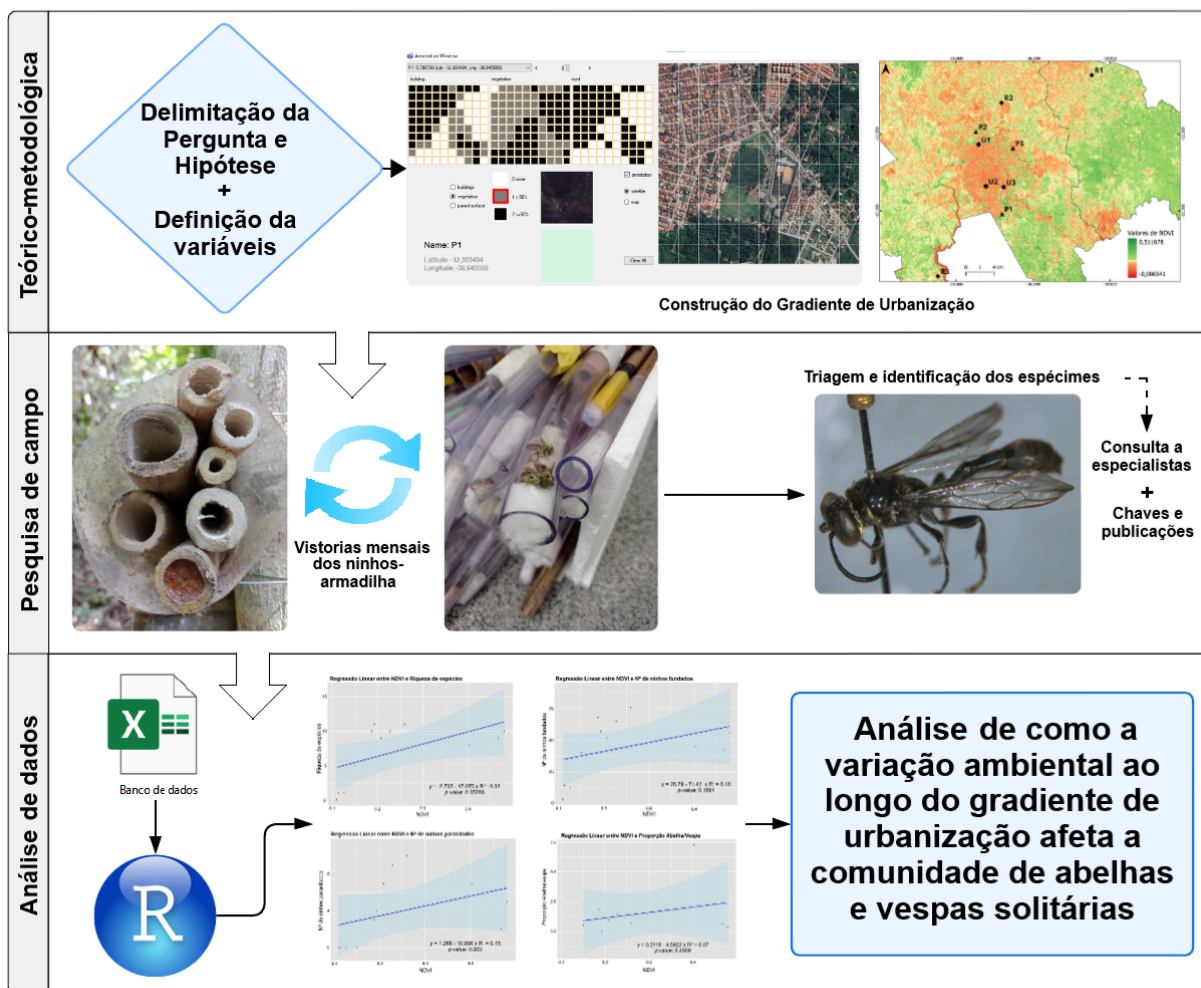


Figura 5 Fluxograma sintetizando as principais etapas do desenvolvimento da pesquisa.

Resultados

Ocupação dos ninhos-armadilha: distribuição por estrato e sazonalidade

Um total de 577 ninhos foram fundados ao longo de um ano (set/23 a ago/24), sendo 199 em áreas rurais (99 com emergência), 150 em áreas florestais (52 com emergência), 138 em áreas periurbanas (58 com emergência) e 70 em áreas urbanas (29 com emergência), as taxas de ocupação e emergência podem ser visualizadas na tabela 2. Segundo o valor de $X^2 = 327.85$ ($p < 2.2e-16$) houve diferença significativa no número de ninhos fundados entre os diferentes estratos do gradiente analisado.

Tabela 2 Taxa de ocupação e de emergência dos ninhos-armadilha nos quatro estratos do gradiente de urbanização ao longo de um ano.

Estratos do gradiente	Nº de ninhos disponíveis	Taxa de ocupação (%)	Taxa de emergência (%)
Florestal	780	19,23%	34,6%
Rural	780	25,51%	49,7%
Periurbano	780	17,69%	42%
Urbano	780	8,97%	41,4%

Os ninhos-armadilha foram ocupados ao longo de todo o período do estudo (Fig 6). O maior pico de ocupação no total de NAs ao longo do gradiente foi em dezembro (n= 102, 18%), enquanto o mês com menor ocupação foi setembro (n= 4, 0,7%). Também foi observado que quando analisado separadamente cada estrato, com exceção do rural onde a frequência de ocupação foi quase constante ao longo do ano analisado, os demais ambientes foram marcados por picos de ocupação. Nos extremos florestal e urbano foram observados picos na taxa de ocupação no mês de dezembro e no periurbano entre janeiro e março. No entanto, a composição de espécies responsáveis por esses padrões difere entre as paisagens. Nos ambientes florestais e periurbanos isso foi associado principalmente às espécies de vespas dos gêneros *Podium* e *Pachodynerus*, respectivamente, enquanto no estrato urbano isso se deu por conta de abelhas do gênero *Centris*.

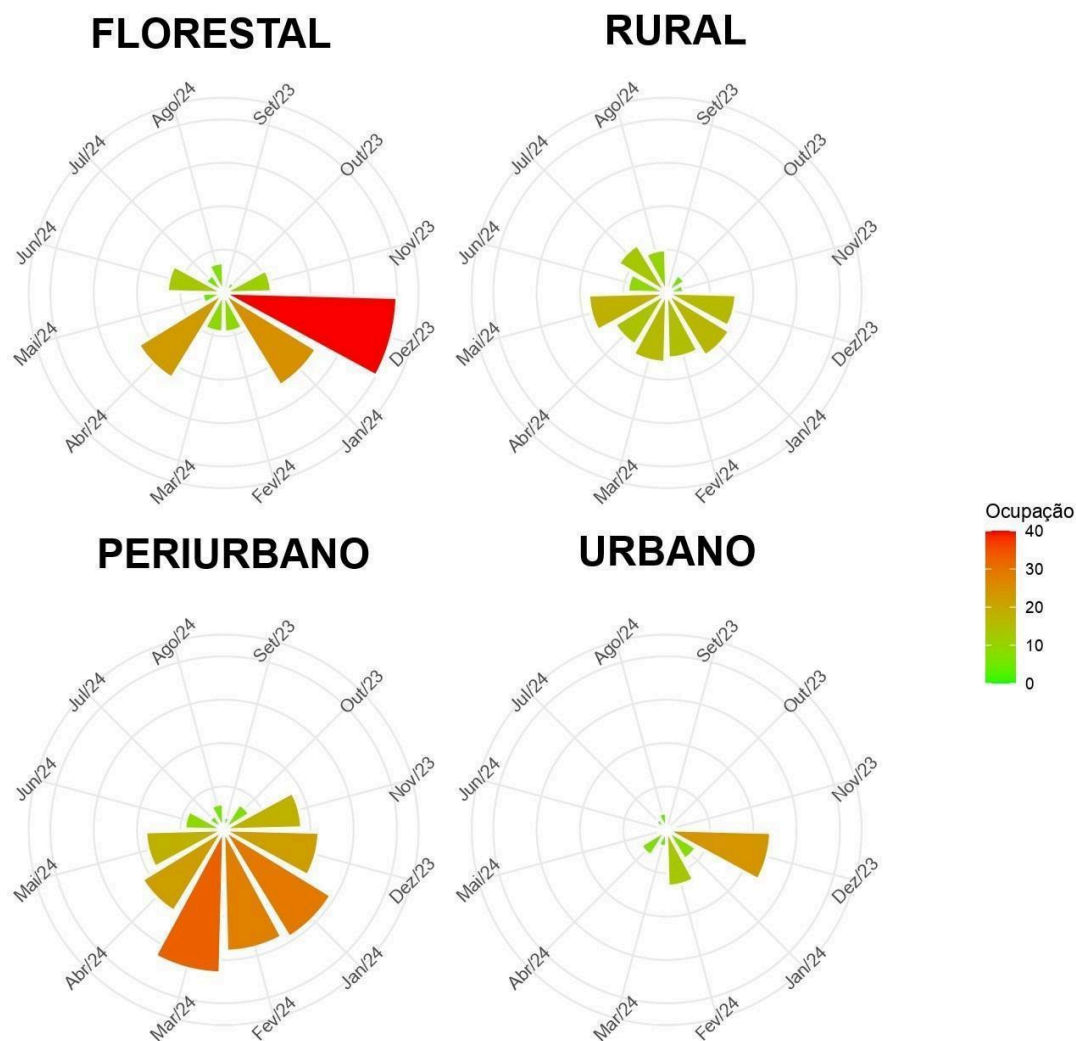


Figura 6 Frequência de ocupação de ninhos-armadilhas por abelhas e vespas solitárias na área de estudo entre os meses de setembro de 2023 e agosto de 2024.

Composição de espécies e padrões ecológicos da comunidade

Do total de ninhos com emergência de adultos ($n = 238$), 125 foram fundados por vespas (52,1%) das famílias Crabronidae (5 espécies), Pompilidae (2 espécies), Sphecidae (3 espécies) e Vespidae (2 espécies) e 113 (47,9%) por abelhas das famílias Apidae (5 espécies) e Megachilidae (7 espécies) (Tab 3). Entre as vespas, o gênero *Trypoxylon* foi o mais rico, com cinco espécies identificadas, além de ser o mais abundante, totalizando 59 ninhos fundados e 293 indivíduos emergentes.

Entre as abelhas, o gênero *Centris* destacou-se pelo maior número de ninhos e abundância de emergentes, com 82 ninhos fundados e 286 indivíduos, distribuídos em

três espécies: *Centris analis* Fabricius, 1804, *C. tarsata* Smith, 1874 e *Centris* sp. Já o gênero *Megachile* apresentou a maior riqueza, com cinco espécies, totalizando 21 ninhos fundados e 88 indivíduos emergentes.

As espécies com maior número de indivíduos emergentes foram *T. nitidum* Smith, 1856 (n= 211) e *C. tarsata* (n= 274), sendo também as espécies dominantes em número de ninhos fundados (n= 44, n=66, respectivamente). Além disso, ambas as espécies foram as únicas registradas nos quatro estratos do gradiente, com maior número de ninhos nas áreas rurais e apenas um ninho de cada espécie em áreas florestais (Tab 3).

Tabela 3 Composição e riqueza de espécies de abelhas e vespas solitárias coletadas em ninhos-armadilha em um gradiente ambiental composto por quatro estratos (florestal, rural, periurbano e urbano). NO = número de ninhos ocupados e IND = número de indivíduos que emergiram (o número de emergentes foi contabilizado até dezembro/2024). Destacado em negrito, estão as espécies que estiveram presentes em ao menos um ponto de amostragem de cada estrato do gradiente. *Para a soma do número de ninhos fundados, considerou-se os ninhos com a emergência da espécie nidificante (parasitado ou não) e aqueles em que houve a emergência apenas da espécie parasita. **Abundância indeterminada devido ao tamanho dos indivíduos (~1 mm) e pelo elevado número de espécimes emergidos.

Táxon		Gradiente ambiental							
		FLORESTAL		RURAL		PERIURBANO		URBANO	
		NO	IND	NO	IND	NO	IND	NO	IND
ESPÉCIES NIDIFICANTES									
Crabronidae	<i>Trypoxylon (Trypargilum) lactitarse</i> Saussure, 1867	0	-	5	24	9	63	0	-
	<i>Trypoxylon (Trypargilum) nitidum</i> Smith, 1856	1	2	21	118	10	57	12	34
	<i>Trypoxylon</i> sp1	1	2	0	-	1	1	0	-
	<i>Trypoxylon</i> sp2	3	10	0	-	1	7	1	5
	<i>Trypoxylon</i> sp3	0	-	1	4	0	-	0	-
Pompilidae	<i>Auplopus</i> sp1	1	2	0	-	2	5	0	-
	<i>Auplopus</i> sp2	1	3	0	-	0	-	0	-
	<i>Auplopus</i> sp3	0	-	0	-	1	3	0	-
	Pompilidae sp	0	-	0	-	1	2	0	-
Sphecidae	<i>Podium</i> sp1	14	28	0	-	0	-	0	-
	<i>Podium</i> sp2	0	-	0	-	1	1	0	-
	<i>Podium</i> sp3	11	14	1	1	0	-	0	-
Vespidae	<i>Pachodynerus</i> sp1	0	-	13	39	11	30	0	-
	<i>Pachodynerus</i> sp2	0	-	1	6	0	-	0	-

Apidae	<i>Centris (Heterocentris) analis</i> (Fabricius, 1804)	12	22	1	1	1	1	0	-
	<i>Centris</i> sp	0	-	2	3	2	3	2	4
	<i>Centris (Hemisiella) tarsata</i> Smith, 1874	1	2	41	168	10	48	14	56
	<i>Euglossa (Euglossa) cordata</i> (Linnaeus, 1758)	0	-	0	-	0	-	1	2
	<i>Euglossa (Euglossa) pleosticta</i> Dressler, 1982	1	3	0	-	0	-	0	-
	<i>Euglossa</i> sp	2	2	0	-	0	-	0	-
	<i>Xylocopa (Neoxylocopa) grisescens</i> Lepeletier, 1841	0	-	0	0	1	1	0	-
Megachilidae	<i>Epanthidium</i> sp	0	-	0	-	2	5	0	-
	<i>Hypanthidium</i> sp	0	-	0	-	1	3	0	-
	<i>Megachile</i> sp1	0	-	6	16	9	48	0	-
	<i>Megachile</i> sp2	4	19	0	-	0	-	0	-
	<i>Megachile</i> sp3	1	2	0	-	0	-	0	-
	<i>Megachile</i> sp4	0	-	0	-	0	-	1	5
	<i>Megachile</i> sp5	0	-	1	1	0	-	0	-
ESPÉCIES PARASITAS									
Apidae	<i>Mesocheira</i> sp	0	-	6	8	1	1	0	-
Bombyliidae	<i>Anthrax</i> sp	0	-	1	1	0	-	0	-
Chrysididae	<i>Chrysis</i> sp	0	-	8	22	3	5	0	-
Diptera sp1	--	0	-	1	1	0	-	0	-
Diptera sp2	--	0	-	5	16	1	3	0	-
Eulophidae	<i>Melittobia</i> sp1	1	1	0	-	0	-	0	-
	<i>Melittobia</i> sp2	1	**	0	-	0	-	0	-
Ichneumonidae sp1	--	2	2	0	-	1	1	0	-

Leucospidae	<i>Leucospis</i> sp	0	-	1	2	0	-	0	-
Megachilidae	<i>Coelioxys</i> sp1	6	11	5	16	2	2	0	-
	<i>Coelioxys</i> sp2	0	-	0	-	1	1	0	-
Mutillidae	Tribo Sphaerophthalmini	5	15	0	-	0	-	0	-
Não identificado	---	0	-	1	21	0	-	0	-
Total de ninhos com emergência*		59		101		64		31	
Total de emergentes		140		469		290		106	
Riqueza (S)		18		19		22		6	

Os valores de riqueza, diversidade e dominância indicaram pouca diferença entre os estratos, em especial na abordagem que utilizou o conjunto de dados relacionados ao número de ninhos. A diversidade apresentou classificações distintas entre as abordagens (abundância de ninhos e de emergentes), sendo maior no estrato periurbano quando considerado o número de ninhos ($H' = 1,82$) e no florestal ao considerar a abundância de indivíduos ($H' = 2,367$), além de ser menor no estrato urbano em ambas as abordagens. A dominância de Berger-Parker (d) foi maior no estrato urbano nas duas análises. A equitabilidade (J') foi a variável que apresentou maior discrepância entre os dois conjuntos de dados. Essa diferença é especialmente evidente ao considerar o estrato urbano, que na análise por número de ninhos teve a maior equitabilidade enquanto, na análise por abundância de indivíduos, foi o menos uniforme (Tab 4).

Tabela 4 Diversidade, dominância e equitabilidade de espécies de abelhas e vespas solitárias que nidificaram nos ninhos-armadilha. **A** Análise a partir do número de ninhos fundados; **B** Análise com dados da abundância de indivíduos.

A	Florestal (F)	Rural (R)	Periurbano (P)	Urbano (U)	Classificação (decrecente)
Diversidade de Shannon-Wiener (H')	1,703	1,53	1,82	1,311	P>F>R>U
Dominância de Berger-Parker (d)	0,2942	0,3168	0,2826	0,3403	U>R>F>P
Uniformidade (J')	0,6453	0,5965	0,6565	0,6737	U>P>F>R

B	Florestal (F)	Rural (R)	Periurbano (P)	Urbano (U)	Classificação (decrecente)
Diversidade de Shannon-Wiener (H')	2,367	2,002	2,157	1,189	F>P>R>U
Dominância de Berger-Parker (d)	0,2	0,3582	0,2172	0,5283	U>R>P>F
Uniformidade (J')	0,8353	0,6684	0,7083	0,6633	F>P>R>U

Interações de parasitismo: ocorrência, composição e redes parasita-hospedeiro

Foram identificados ninhos parasitados em três dos quatro estratos do gradiente. A exceção foram os pontos urbanos, onde não houve emergência de nenhuma espécie parasita. No total, 52 ninhos foram identificados sendo parasitados por insetos das Ordens Hymenoptera e Diptera (Tab 3), dos quais, 13 ninhos (25%) sendo o maior valor, foram parasitados pela abelha *Coelioxys* sp1.

As 13 espécies parasitas interagiram com 13 espécies hospedeiras, com distribuição similar entre os estratos do gradiente: 7 espécies fundadoras dos ninhos no florestal e 6 no rural e periurbano (Fig 7). Nos estratos florestais e rurais, as espécies hospedeiras foram parasitadas no geral por apenas uma espécie de parasita, com exceção de *Podium* sp1, *Trypoxylon* sp2 e *Centris* sp que interagiram com duas espécies cada, nos estratos florestal e periurbano. No estrato rural, a espécie *C. tarsata* interagiu com 5 espécies de parasitas, sendo a espécie com maior número de interações, entre as três redes. Esse resultado reflete no valor de conectância das redes, no qual o maior valor foi referente ao estrato rural ($C = 0,285$), seguido pelo florestal ($C = 0,257$) e periurbano ($C = 0,194$).

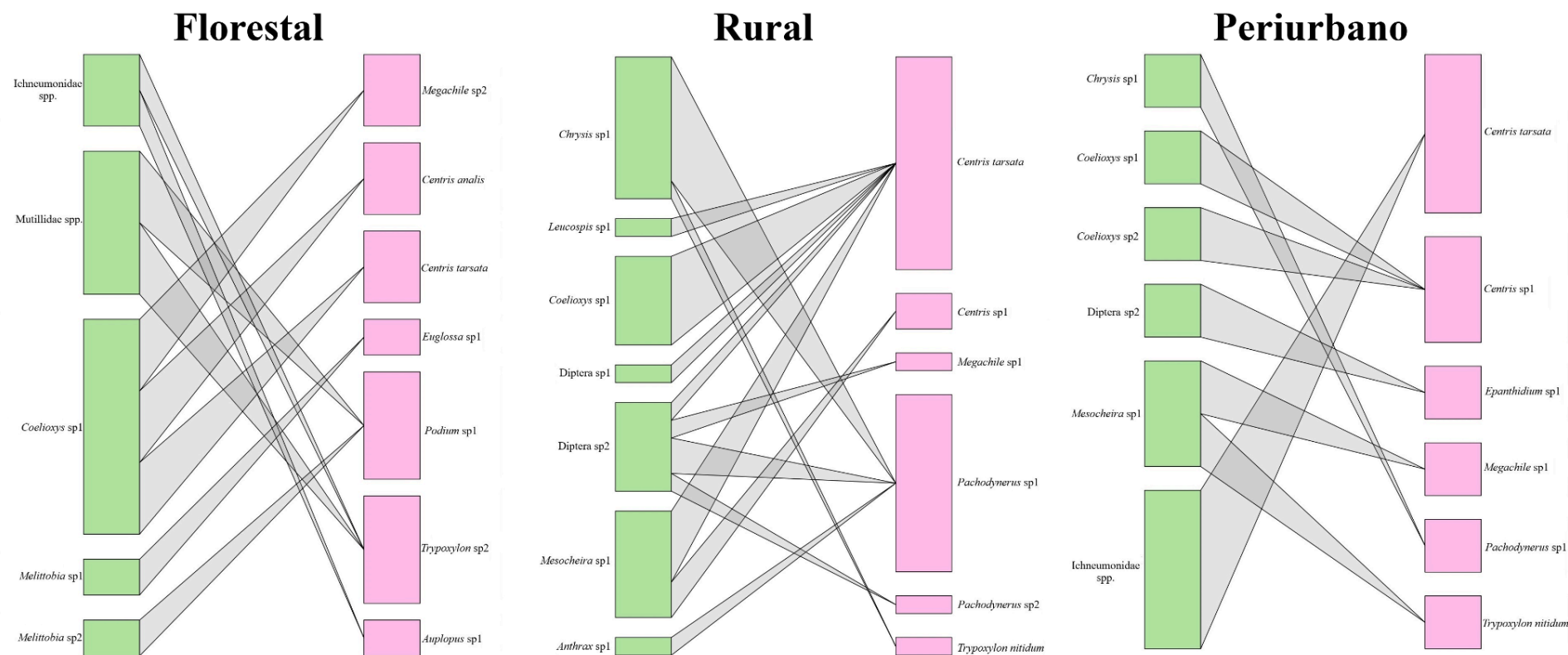


Figura 7 Rede de interações entre espécies fundadoras de ninhos (em rosa) e seus parasitas (em verde). O tamanho dos retângulos rosas representa o número de ninhos de hospedeiros, enquanto o tamanho dos verdes indica a quantidade de ninhos nos quais cada espécie parasita foi registrada. As linhas cinza representam interações de parasitismo entre espécies, e sua espessura está relacionada à intensidade da interação (número de ninhos parasitados por cada espécie). No estrato urbano do gradiente não foi registrado nenhum ninho parasitado.

Comparação das comunidades ao longo do gradiente: similaridade, riqueza estimada e raridade de espécies

Quanto à análise de dissimilaridade, segundo o Índice de Bray-Curtis, os estratos periurbano e rural aparecem agrupados, com o estrato urbano próximo a esse grupamento. Esses formam um grupo distinto do estrato florestal, o que reflete na alta distância (~ 0.9) para as demais áreas (Fig 8).



Figura 8 Dendrograma de similaridade (índice de dissimilaridade de Bray-Curtis) a partir da quantidade de ninhos fundados.

Com base na sobreposição dos intervalos de confiança (95%), o número cumulativo esperado de espécies em função do número de ninhos amostrados foi semelhante entre os estratos do gradiente. Nenhuma das curvas atingiu a assíntota, apesar que a curva do estrato urbano cresce mais lentamente e mostra uma maior tendência de estabilização que as demais (Fig 9).

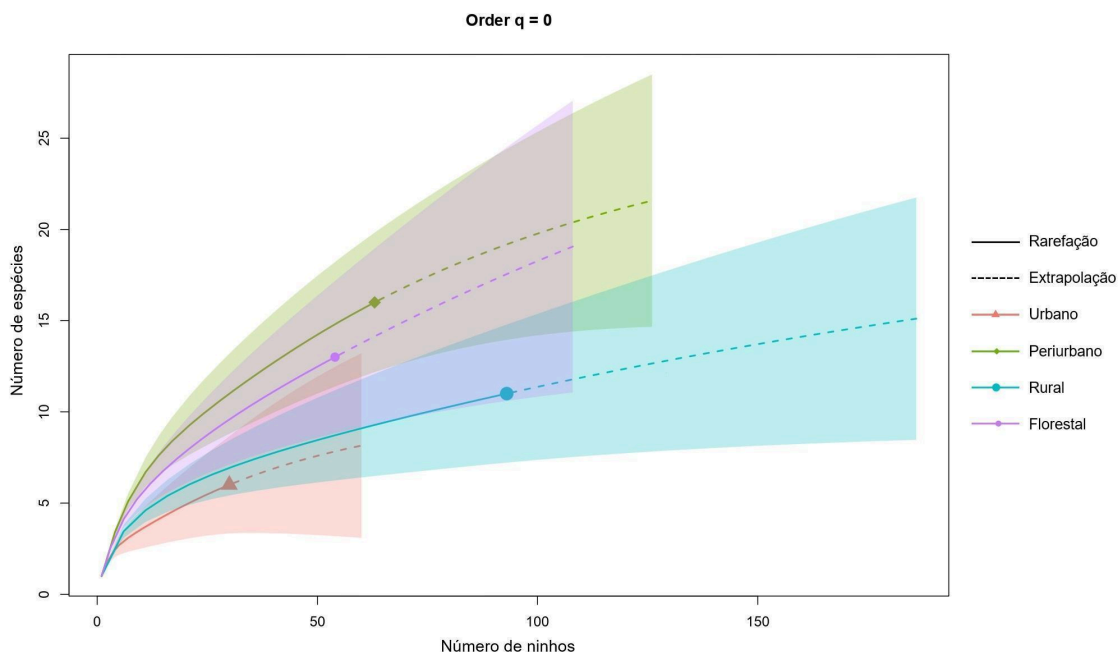


Figura 9 Curva de rarefação e extrapolação comparando a riqueza estimada para as comunidades de abelhas e vespas solitárias nidificantes em cavidades preexistentes nos quatro estratos que compõem o gradiente de urbanização analisado, no período de setembro/23 a agosto/24. A área sombreada representa o intervalo de confiança (95%).

A análise comparativa das comunidades de cada estrato do gradiente, com base na proporção de espécies comuns, intermediárias e raras (Anexos – Tab 1), revelou uma estrutura de comunidade relativamente similar entre si, em especial, nos estratos florestal, rural e periurbano. O estrato urbano, por outro lado, foi marcado pela ausência de espécies raras e dominância de espécies intermediárias, diferindo dos demais ambientes (Fig 10).

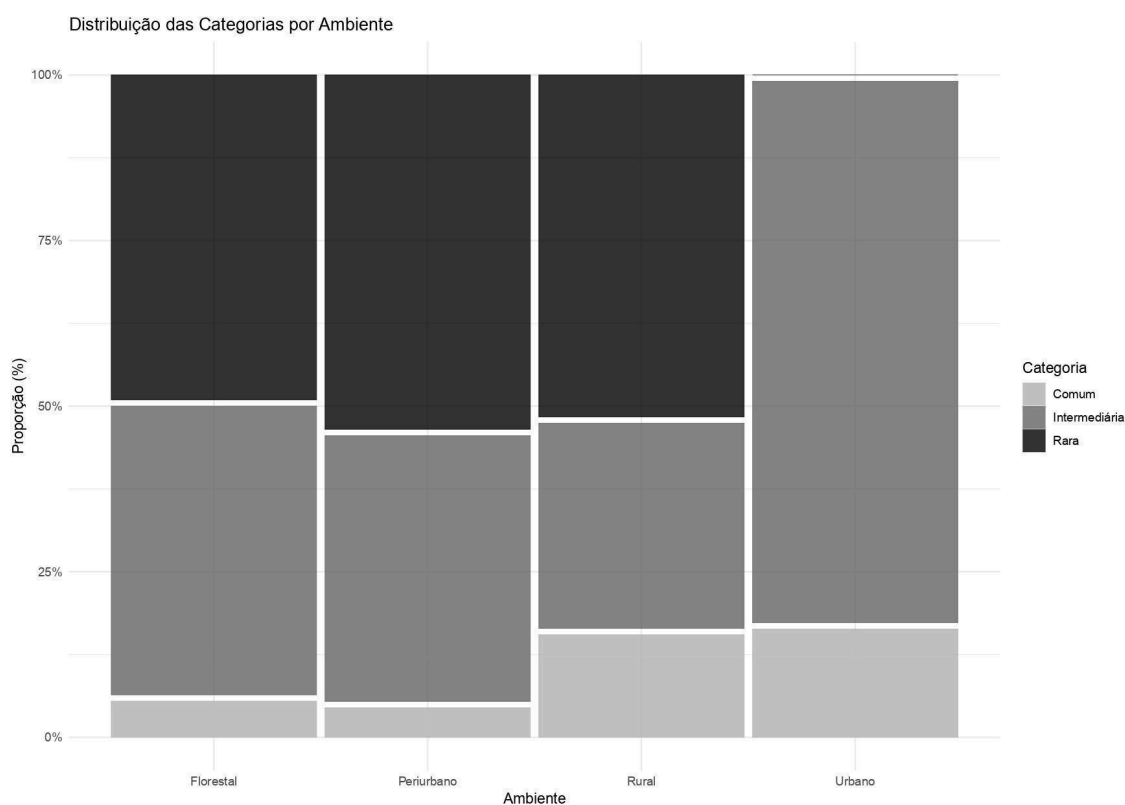


Figura 10 Proporção de espécies comuns, intermediárias e raras nos quatro estratos do gradiente de urbanização analisado.

Relação entre as variáveis ambientais e a guilda analisada

Os valores obtidos para IndUrb e NDVI não apresentaram diferenças estatisticamente significativas, indicando uma forte relação entre essas variáveis (Fig 11). De acordo com o coeficiente de correlação de Pearson ($r = -0,84$; $p < 0,05$), essas são variáveis altamente correlacionadas (correlação negativa), com um aumento do grau de urbanização proporcional à redução da cobertura vegetal nos ambientes analisados.

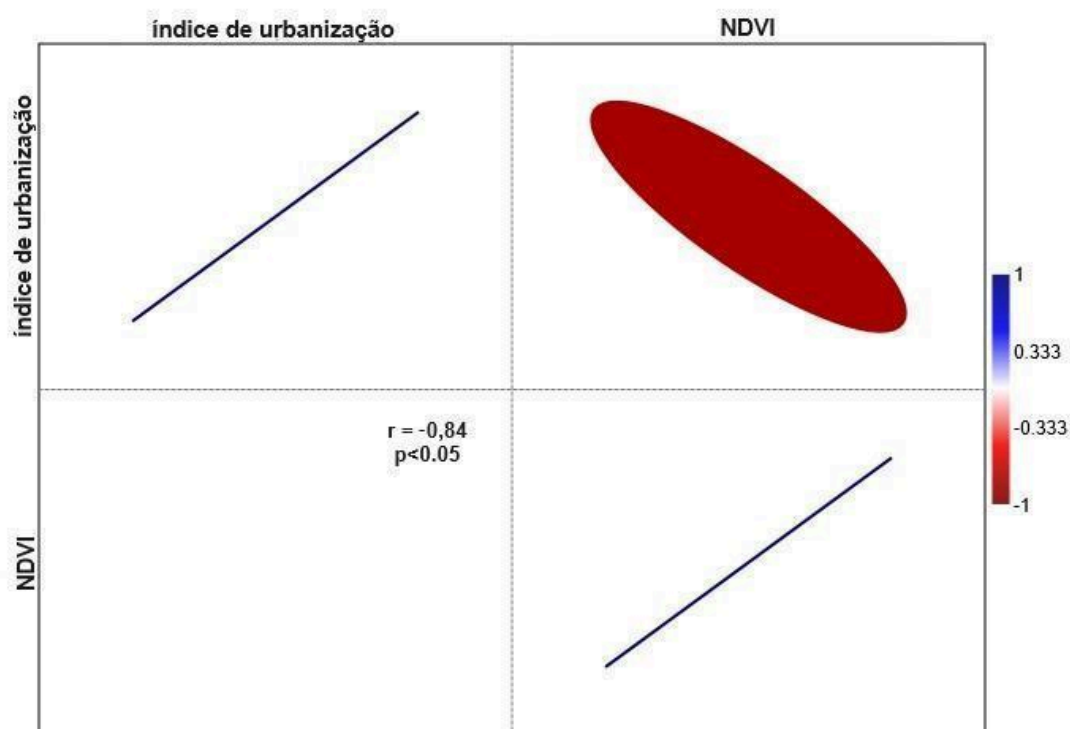


Figura 11 Diagrama do Coeficiente de Correlação de Pearson, para as variáveis ambientais IndUrb e NDVI calculadas para os pontos de amostragem de abelhas e vespas solitárias ao longo de um gradiente de urbanização. O valor de significância adotado foi de 5% ($p < 0,05$).

Os resultados da regressão linear foram significativos ($p < 0,05$) para todas as variáveis ecológicas analisadas. Segundo os valores de R^2 , observa-se que, em média, 55% da variação nas métricas da comunidade foi explicada pelo índice de urbanização, sendo o maior valor ($R^2 = 0.64$) referente a variável dominância (Fig 12).

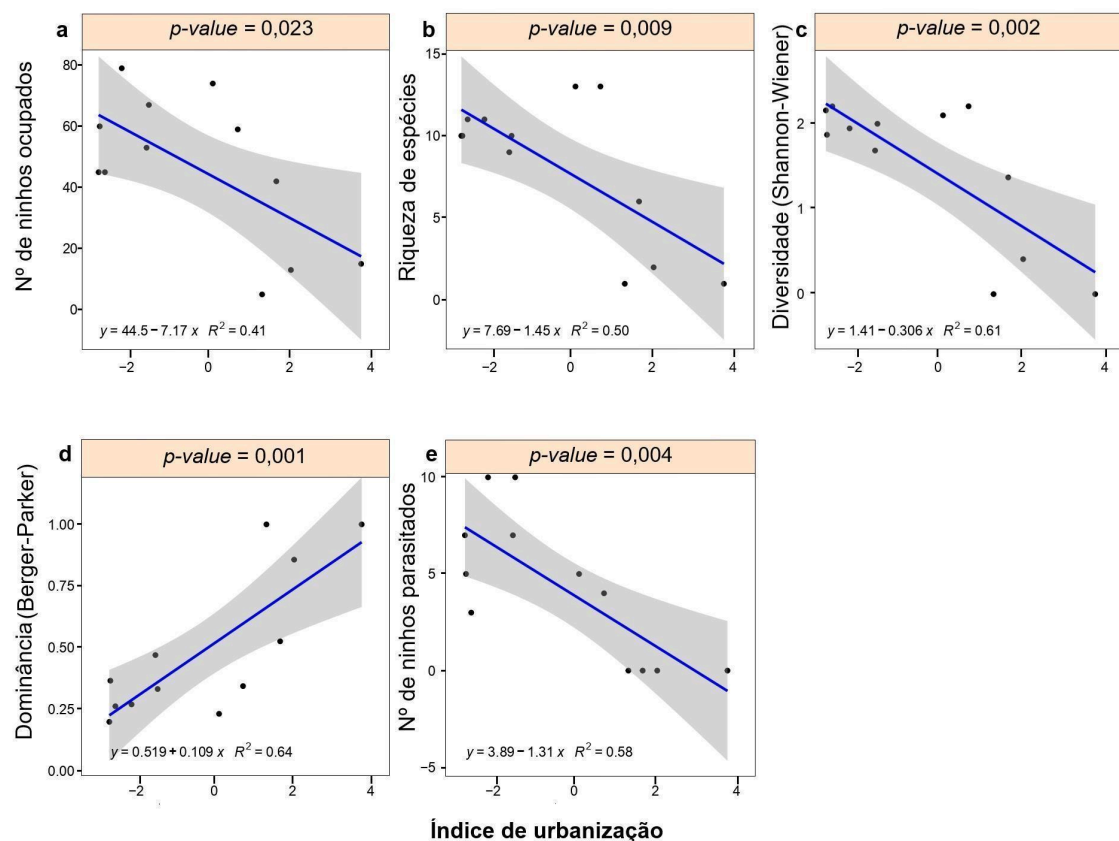


Figura 12 Regressão Linear Simples entre o índice de urbanização e (a) número de ninhos fundados; (b) riqueza de espécies; (c) diversidade; (d) dominância e (e) número de ninhos parasitados, para os doze pontos de amostragem distribuídos ao longo de gradiente de urbanização.

Discussão

Respostas da comunidade de abelhas e vespas solitárias ao gradiente de urbanização

Os efeitos negativos da urbanização sobre as abelhas e vespas solitárias analisadas, em termos de riqueza, diversidade e uniformidade, foram maximizados nas áreas urbanas, resultado que sustenta a hipótese de que ambientes mais urbanizados funcionam como filtros mais intensos para essa guilda. Embora contrastem com estudos anteriores, que relatam aumentos de riqueza ou abundância em contextos urbanos (e.g. Fortel et al. 2014; Rocha-Filho et al. 2020; Xie et al. 2022), esses padrões positivos costumam ser observados em cidades com alta densidade de áreas verdes, abundância de estruturas artificiais de nidificação, ou mesmo localizados em fitofisionomias

caracterizadas pela alta riqueza de espécies. Por exemplo, Zanette et al. (2005), em áreas urbanas de Minas Gerais, registraram aumento de riqueza associado à disponibilidade de locais artificiais de nidificação. No entanto, o contexto urbano analisado neste estudo é caracterizado por uma inserção em uma matriz semiárida, onde a oferta de recursos florais e de microhabitat para nidificação tende a ser mais limitada e sazonal, o que pode tornar essas comunidades mais sensíveis a distúrbios antrópicos como a urbanização (Zanella e Martins 2003; Flores et al. 2018). Esses fatores indicam que a resposta da guilda à urbanização é altamente dependente das condições locais e do uso do solo.

Com relação a dinâmica de ocupação dos ninhos-armadilha entre as áreas estudadas houve uma variação em termos de proporção de ninhos ocupados. O declínio acentuado na taxa de ocupação no estrato urbano, aqui considerado como as áreas mais impactadas pela presença humana, corrobora com estudos anteriores com propostas similares (e.g. Matos et al. 2013; Dürbaum et al. 2023). Além disso, a maior taxa de ocupação em um nível intermediário do gradiente (rural), sugere uma possível validação da segunda hipótese, segundo a qual habitats intermediários, menos impactados pela urbanização, favoreceriam a fundação de ninhos. No entanto, esse padrão deve ser interpretado com cautela, dado que outros fatores locais, para além da intensidade da urbanização, os quais não são necessariamente captados por métricas como NDVI ou scores de urbanização podem estar contribuindo para a resposta observada. Mecanismos relacionados à presença desses insetos, que não foram contabilizados neste trabalho, como a abundância e composição de flores e locais naturais adequados para nidificação podem atuar simultaneamente nos padrões encontrados (Brancher et al. 2023). Assim, é possível supor que existe um limite de tolerância desses grupos ao grau de pressão antrópica em áreas urbanas e que a alteração na disponibilidade de recursos naturais na cidade interfere na distribuição desses insetos.

As duas espécies comuns a todas as áreas (*T. nitidum* e *C. tarsata*) apresentaram um padrão decrescente na fundação de ninhos em relação ao gradiente ($R > U > P > F$), distinto daquele observado para o gradiente como um todo ($R > F > P > U$). Nesse caso houve uma inversão na posição relativa das categorias florestal e urbana. As respostas individuais dessas espécies podem estar contribuindo para esse resultado. Espécies do gênero *Trypoxylon* são encontradas desde áreas naturais até ambientes alterados, inclusive com abundância de ninhos e riqueza de espécies em áreas urbanas (Rocha-Filho et al. 2020). A presença da espécie *T. nitidum* em áreas abertas foi

relatada anteriormente por Araújo et al. (2017), e de modo similar por Araújo et al. (2018) que encontrou uma relação negativa entre essas vespas que nidificam em armadilhas e a densidade arbórea. Do mesmo modo, a presença e abundância da espécie *C. tarsata* em áreas sob pressão antrópica como áreas abertas e dentro do perímetro urbano, também já foi relatado em trabalhos anteriores (e.g. Pires et al. 2012; Rocha-Filho et al. 2022). De acordo com Aguiar et al. (2005) as abelhas da espécie *C. tarsata* conseguem fundar seus ninhos de forma bem-sucedida em áreas sob essas condições ambientais, desde que a demanda por cavidades disponíveis seja suprida. No entanto, segundo Chamberlain et al. (2017), espécies que são capazes de se adaptar a ambientes urbanos frequentemente mostram diferenças marcantes em relação às populações em habitats naturais, com maior densidade nas áreas antropizadas, assim como no presente estudo, onde ambas as espécies foram consideradas raras no ambiente florestal.

De modo geral, a riqueza de espécies foi maior nos estratos intermediários do gradiente. Essa interface entre ambientes naturais e construídos possui uma combinação de elementos estruturais e de recursos que lhes confere uma maior heterogeneidade ambiental, contribuindo para que essas espécies se estabeleçam nesses espaços. Um cenário semelhante foi encontrado por Araújo et al. (2021), em um estudo com essa guilda em um gradiente de reflorestamento no sul da Amazônia. Nesse estudo, os autores defendem a ideia de que esses insetos se beneficiam de áreas intermediárias em termos de perturbação, sendo comum encontrar maior sucesso na nidificação de armadilhas nesses locais.

No entanto, a diferença na riqueza de espécies entre as áreas seminaturais e florestais no presente estudo foi relativamente baixa. Tal observação é particularmente interessante, no caso da guilda que utiliza as cavidades para nidificação. O fato de áreas naturais contarem com uma maior disponibilidade de substratos naturais disponíveis para esses insetos, dificulta a ocupação dos ninhos-armadilha, o que não necessariamente reflete a riqueza dessas áreas, que pode ser relativamente maior. Nesse sentido, Nether et al. (2019), afirmam que altas taxas de ocupação em matrizes com menor porcentagem de floresta devem ser analisadas de forma cuidadosa, uma vez que, pode ser apenas um reflexo da menor disponibilidade de locais para nidificação naturais, o que faz com que os ninhos artificiais se tornam altamente atraentes para esses insetos. Diante disso, é fundamental pensar nessas áreas de vegetação como

importante ferramentas na conservação de abelhas e vespas solitárias em áreas de matriz urbana (Oliveira et al. 2024b).

A composição de espécies também variou ao longo do gradiente ambiental. Foram registradas nove espécies exclusivas das áreas florestais, seis nas áreas rurais, sete de pontos periurbanos e duas espécies foram exclusivas do estrato urbano. Além disso, os ambientes intermediários do gradiente (rural e periurbano) compartilharam 11 espécies entre si. Embora esse resultado possa ser atribuído à similaridade dessas áreas em termos de composição da paisagem, que é formada por elementos naturais e antrópicos, elas diferem em termos de intensidade da presença humana. Assim, a semelhança entre as espécies presentes nesses espaços, desperta para os riscos de uma possível homogeneização biótica nessas áreas intermediárias em relação a áreas naturais, que frequentemente funcionam como área fonte para os centros urbanos ou de transição entre florestas e esses centros (Pereira-Peixoto et al. 2014; Knop 2016; Lokatis e Jeschke 2022). Esse cenário de redução de raridade e simplificação da comunidade parece estar em progresso nas áreas urbanas analisadas em relação às demais áreas, embora seja preciso mais dados temporais para confirmar essa suposição, o fato é que as áreas urbanas apresentaram apenas duas espécies exclusivas, sendo uma delas (*E. cordata*) frequentemente sugerida como bioindicadora de ambientes perturbados (Aguiar e Gaglianone 2012).

Conforme previsto por hipótese relacionada sobre as taxas de parasitismo, nossos resultados demonstraram que a urbanização interfere nas interações parasita-hospedeiro. O fato da estrutura da comunidade nas áreas urbanas apresentarem menor riqueza e abundância de espécies hospedeiras, corrobora com autores como Pereira-Peixoto et al. (2016) e Casanelles-Abella et al. (2024) que defendem que a redução na densidade desses recursos (hospedeiro) impõe limites à presença e manutenção de populações de parasitas. A redução desse tipo de interação ecológica nas paisagens urbanas sugere a simplificação desses ambientes e consequentemente compromete a integridade dos ecossistemas urbanos (Sivakoff et al. 2018; Beyer et al. 2023). Para Corcos et al. (2019) a configuração das paisagens urbanas, isola habitats dentro de matriz inóspita, podendo interferir na dispersão dos insetos na paisagem e interromper sua capacidade de localizar hospedeiros, o que pode justificar a ausência dessa interação relatada no presente estudo.

Em relação às estruturas das redes de interações ecológicas estabelecidas, observa-se uma sutil variação no número de interações e na composição das espécies

envolvidas. No estrato periurbano a maioria dos parasitas eram bastantes específicos, interagindo com apenas uma espécie de hospedeiro, com perda de conexões como *Coelioxys* sp1 e *C. tarsata*, que embora espécies presentes nos três ambientes, só interagiram nas áreas florestais e rurais. Isso parece indicar que os parasitas responderam não apenas à disponibilidade de hospedeiros, mas também às características individuais de cada ambiente estudado (Beyer et al. 2023). O fato dos ninhos armadilha além de proporcionar dados sobre a comunidade, também permite a análise das redes de interação trófica dos grupos envolvidos em ambientes sujeitos a alterações ambientais constantes como o caso de áreas urbanas, demonstrando o potencial desse método em propostas de monitoramento da qualidade ambiental (Staab et al. 2018).

A maior dominância de espécies registrada nas áreas urbanas está alinhada com nossa hipótese de que ambientes mais urbanizados favoreceriam a prevalência de poucas espécies tolerantes. Harrison et al. (2018) associa a elevada dominância nas comunidades de abelhas urbanas, ao processo de filtragem ambiental que elimina famílias de abelhas com uma associação maior às áreas florestais e promove a dominância de famílias com características que os pré-adaptam aos habitats urbanos. Além disso, as espécies dominantes nas áreas urbanas foram principalmente espécies classificadas como intermediárias, com uma completa ausência de espécies raras, diferente dos demais ambientes onde a variação na distribuição entre espécies raras, intermediárias e comuns foi mais uniforme. Espécies raras normalmente possuem maior sensibilidade a disponibilidade de recursos e variações nos fatores abióticos, o que pode influenciar a sua presença em áreas mais instáveis como paisagens urbanas (Pignataro 2019).

Do mesmo modo, Banaszak-Cibicka e Dylewski (2021), encontraram uma dominância de espécies comuns de abelhas associadas em habitats urbanos, em relação a locais suburbanos onde a dominância foi de espécies raras. A perda de espécies raras, representa não apenas redução da diversidade taxonômica, mas também, pode ter fortes implicações para a diversidade funcional desses ecossistemas, uma vez que essas espécies, mesmo que em baixas abundâncias, podem desempenhar papéis únicos nos ecossistemas (Sykes et al. 2019; Cebrián et al. 2022).

Definição do gradiente de urbanização e implicações para estudos com abelhas e vespas solitárias que nidificam em cavidades

Embora o uso de gradiente ambientais para avaliar os efeitos da urbanização sobre a biodiversidade seja frequente (Stevens e Tello 2018; Kaarlejärvi et al. 2020; Gaona et al. 2021; Traversa 2024), a caracterização das áreas ditas como urbanas, e os critérios adotados para definir a gradação entre ambientes ainda difere de forma expressiva entre os estudos. Isso dificulta a comparação entre os resultados encontrados nos diferentes estudos (Du Toit e Cilliers 2010; Batáry et al. 2018; Suarez-Rubio e Krenn 2018). Entre os atributos adotados para classificar esses gradientes, é comum o uso de índices relacionados à vegetação, como o NDVI, que é utilizado para quantificar a cobertura vegetal e, indiretamente, inferir o grau de urbanização (e.g. Sohail et al. 2023; Zhou et al. 2023a; Oliveira et al. 2024a; Oliveira et al. 2025). No entanto, embora a vegetação seja uma importante fonte de recursos para a guilda analisada, outros fatores associados à urbanização, como áreas construídas e impermeabilizadas, podem impactar de forma similar esses insetos. Segundo Campbell et al. (2017) as vespas que utilizam ninhos-armadilha, por exemplo, podem ser mais impactadas pela disponibilidade de locais de nidificação e abundância de presas, do que necessariamente a riqueza de espécies vegetais.

No presente estudo, além do NDVI, utilizamos o IndUrb na caracterização do gradiente ambiental. Embora menos comum entre os estudos de ecologia urbana, o IndUrb é potencialmente mais abrangente para a caracterização de paisagens urbanas uma vez que considera de maneira quantitativa e semiautomática, variáveis como a porcentagem de construções e superfícies pavimentadas (Czúni et al. 2012; Seress et al. 2014). Como tal, a alta correlação entre os dois índices observada em nossas descobertas sugere que ambos captam variações semelhantes ao longo do gradiente de urbanização. No entanto, a capacidade do IndUrb de integrar múltiplas características relacionadas a áreas urbanas, que potencialmente interfere na guilda de abelhas e vespas solitárias que nidificam em cavidade (Moretti et al. 2021; Dürubaum et al. 2023), confere a ele um potencial superior na descrição precisa de habitats urbanos em estudos com essa guilda nesse contexto.

Conclusão

Este estudo contribui para a compreensão da resposta de abelhas e vespas solitárias que nidificam em cavidades aos ambientes urbanos. A primeira hipótese,

relacionada aos impactos das variáveis associadas à qualidade ambiental urbana nos padrões de riqueza, diversidade e uniformidade de espécies, foi rejeitada. Embora tenham sido identificadas alterações nas respostas dessa guilda às variações nas condições ambientais, os valores de riqueza, diversidade e uniformidade encontrados nos ambientes florestais, rurais e periurbanos foram bastante similares entre si, sem uma relação proporcional como havia sido proposto. As hipóteses relacionadas a maior ocupação dos NAs em áreas intermediárias, redução do parasitismo e aumento da dominância de espécies nas áreas mais intensamente urbanizadas foram todas confirmadas. Essas confirmações relacionadas às hipóteses de estudo fornecem evidências significativas de que a urbanização influencia a dinâmica das comunidades de abelhas e vespas solitárias que nidificam em cavidades preexistentes.

Diante dos resultados encontrados é possível concluir que a resposta das abelhas e vespas solitárias ao longo do gradiente, não é uma relação contínua do florestal para o urbano, mas sim variações que refletem a complexidade desses ambientes, sendo as áreas florestais e de menor urbanização as que tendem a manter melhores indicadores. Isso evidencia que a urbanização é um estresse ambiental que impacta negativamente esses insetos. Uma vez que a urbanização é um processo que envolve múltiplos fatores, fica como sugestão para trabalhos futuros a caracterização dos gradientes enquanto fatores locais, a fim de um melhor entendimento de quais aspectos relacionados à urbanização, ou combinação deles estão influenciando nos padrões observados para essa guilda.

O conjunto de variáveis da comunidade multitrófica analisada foi capaz de diferenciar os estratos do gradiente de urbanização por apresentarem diferenças na qualidade do hábitat, segundo os critérios ambientais adotados (cobertura vegetal e grau de urbanização). Além disso, os valores positivos em termos de ocupação e riqueza de espécies nas áreas intermediárias em perturbação, demonstra o valor ambiental de áreas seminaturais para a conservação dessas espécies em um contexto urbano. Nossos resultados abrem espaços para discussões entre formuladores de políticas, pesquisadores e sociedade civil acerca do manejo dos espaços urbanos com propósitos ecológicos. É possível pensar em uma urbanização de alta qualidade, com menos custos ambientais e maior segurança ecológica. Para isso é preciso implementar ações voltadas para além das demandas humanas, como o planejamento de paisagens urbanas mais amigáveis a esses insetos, a fim de incorporar de forma sustentável a biodiversidade urbana que, além do seu valor natural intrínseco e direito à preservação, é responsável pela provisão

de importantes serviços ecossistêmicos na busca de soluções para problemas ambientais urbanos.

Referências

- Aguiar CML, Garófalo CA, Almeida GF (2005) Trap-nesting bees (Hymenoptera, Apoidea) in areas of dry semideciduous forest and caatinga, Bahia, Brazil. *Rev Bras Zool* 22(4):1030-1038. <http://dx.doi.org/10.1590/s0101-81752005000400031>.
- Aguiar WM, Gaglianone MC (2008) Comunidade de Abelhas Euglossina (Hymenoptera: Apidae) em Remanescentes de Mata Estacional Semidecidual sobre Tabuleiro no Estado do Rio de Janeiro. *Neotrop Entomol* 37(2):118-125. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-566X2008000200002>
- Aguiar WM, Gaglianone MC (2012) Euglossine bee communities in small forest fragments of the Atlantic Forest, Rio de Janeiro state, southeastern Brazil (Hymenoptera, Apidae). *Rev Bras Entomol* 56:210–219. <https://doi.org/10.1590/S0085-56262012005000018>
- Alves GA, Deus JPA, Montagnana PC, Queiros CN, Ribeiro MC, Buschini MLT (2024) Edge effects on the cavity-nesting hymenopteran communities and their natural enemies within fragmented landscapes. *Apidologie* 55:24. <https://doi.org/10.1007/s13592-024-01061-z>
- Amorim J (2023) Espelho em pequena escala: UDN e PSD fazendo Tempestade em copo d'água na vila de Varzedo, Bahia (1946). *Rev Hist Reg* 28:1-30, e2321652.
- Araújo GJ, Fagundes R, Antonini Y (2017) Trap-nesting hymenoptera and their network with parasites in recovered Riparian forests Brazil. *Neotrop Entomol* 47:26–36. <https://doi.org/10.1007/s13744-017-0504-4>
- Araújo GJ, Izzo TJ, Storck-Tonon D, Paolucci LN, Didham RK (2021) Re-establishment of cavity-nesting bee and wasp communities along a reforestation gradient in southern Amazonia. *Oecologia* 196:275–288. <https://doi.org/10.1007/s00442-021-04920-z>
- Araújo GJ, Monteiro GF, Messias, MCTB, Antonini y (2018) Restore it, and they will come: trap-nesting bee and wasp communities (Hymenoptera: Aculeata) are recovered by restoration of riparian forests. *J Insect Conserv* 22:245–256. <https://doi.org/10.1007/s10841-018-0058-8>
- Banaszak-Cibicka W, Dylewski Ł (2021) Species and functional diversity — A better understanding of the impact of urbanization on bee communities. *Sci Total Environ* 774:145729. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145729>

- Batáry P, Kurucz K, Suarez-Rubio M, Chamberlain DE (2018) Non-linearities in bird responses across urbanization gradients: A meta-analysis. *Glob Change Biol* 24(3):1046-1054. <https://doi.org/10.1111/gcb.13964>
- Beyer N, Kulow J, Dauber J (2023) The contrasting response of cavity-nesting bees, wasps and their natural enemies to biodiversity conservation measures. *Insect Conserv Divers* 16(4):468-482 <http://dx.doi.org/10.1111/icad.12638>
- Biella P, Bani L, Caprio E, Cochis F, Dondina O, Fiorilli V, Genre A, Gentili R, Orioli V, Ranalli R (2025) Biodiversity-friendly practices to support urban nature across ecosystem levels in green areas at different scales. *Urban For Urban Green* 105:128682. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ufug.2025.128682>
- Blengini I et al. (2015) Proposta de Unidade de Conservação da Serra da Jiboia. Salvador: Grupo Ambientalista da Bahia (Gambá).
- Brancher KPT, Graf LV, Heringer G, Zenni RD (2023) Urbanization and abundance of floral resources affect bee communities in medium-sized neotropical cities. *Austral Ecol* 49(1):e13339. <http://dx.doi.org/10.1111/aec.13339>
- Brock RE, Cini A, Sumner S (2021) Ecosystem services provided by Aculeate wasps. *Biological Reviews*, 96(4):1645-1675. <http://dx.doi.org/10.1111/brv.12719>
- Campbell J, Smithers C, Irvin A, Kimmel C, Stanley-Stahr C, Daniels J, Ellis J (2017) Trap Nesting Wasps and Bees in Agriculture: a comparison of sown wildflower and fallow plots in Florida. *Insects* 8(4):107. <http://dx.doi.org/10.3390/insects8040107>.
- Cardoso DBOS, França F, Novais JS, Ferreira MHS, Santos RM, Carneiro VMS, Gonçalves JM (2009) Composição florística e análise fitogeográfica de uma floresta semidecídua na Bahia, Brasil. *Rodriguésia* 60(4):1055-1076. <http://dx.doi.org/10.1590/2175-7860200960416>.
- Casanelles-Abella J, Pellissier L, Aleixo C, Orti MA, Chiron F, Deguines N, Laanisto L, Myczko Ł, Müller S, Niinemets Ü (2024) Urban intensity gradients shape community structure, life-history traits and performance in a multitrophic system. *Insect Conserv. Divers* 17(2):243-258. <http://dx.doi.org/10.1111/icad.12728>
- Cebrián HM, Font X, Roquet C, Gavilán MP, García MB (2022) Assessing the vulnerability of habitats through plant rarity patterns in the Pyrenean range. *Conserv Sci Pract* 4(4):e12649. <http://dx.doi.org/10.1111/csp2.12649>

- Chamberlain D, Kibuule M, Skeen R, Pomeroy D (2017) Trends in bird species richness, abundance and biomass along a tropical urbanization gradient. *Urban Ecosyst* 20:629–638. <https://doi.org/10.1007/s11252-016-0621-6>
- Cerqueira RJ, Andena SR (2017) Levantamento da fauna de vespas (Hymenoptera, Vespidae, Polistinae) na região do Arraial do Retiro, distrito de Coração de Maria, Bahia. XXI Seminário de Iniciação Científica.
- Chao A, Gotelli NJ, Hsieh TC, Sander EL, Ma KH, Colwell RK, Ellison AM (2014) Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecol Monogr* 84(1):45–67. <https://doi.org/10.1890/13-0133.1>
- Corcos D, Cerretti P, Caruso V, Mei M, Falco M, Marini L (2019) Impact of urbanization on predator and parasitoid insects at multiple spatial scales. *PLoS One* 14(4):e0214068. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0214068>
- Czúni L, Lipovits Á, Seress G (2012) Estimation of urbanization using visual features of satellite images. *Proc AGILE'2012 Int Conf Geogr Inf Sci*, Avignon, April 24-27, 2012, pp. 233–238
- Demeter I, Lajos K, Balog A, Sárospataki M (2024) The role of wild bees and cavity-nesting wasps as ecological indicators of the last traditionally managed meadows in Eastern Europe. *Ecol Evol* 14(10):e70306. <http://dx.doi.org/10.1002/ece3.70306>
- Du Toit MJ, Cilliers SS (2010) Aspects influencing the selection of representative urbanization measures to quantify urban–rural gradients. *Landscape Ecol* 26(2):169–181. <http://dx.doi.org/10.1007/s10980-010-9560-4>
- Dürrbaum E, Fornoff F, Scherber C, Vesterinen EJ, Eitzinger B (2023) Metabarcoding of trap nests reveals differential impact of urbanization on cavity-nesting bee and wasp communities. *Mol Ecol* 32(23):6449–6460. <https://doi.org/10.1111/mec.16818>
- Estação Climatológica (2007) Banco de Dados Meteorológicos 1997 - 2006. Feira de Santana: UEFS/DTEC/INMET.
- Filloy J, Zurita GA, Bellocq MI (2019) Bird Diversity in Urban Ecosystems: The Role of the Biome and Land Use Along Urbanization Gradients. *Ecosyst* 22:213–227. <https://doi.org/10.1007/s10021-018-0264-y>

- Ferrari A, Tommasi N, Polidori C (2024) Urbanisation reduced body size but potentially improved flight performance in bees and wasps. *Basic Appl Ecol* 74:57-65. <http://dx.doi.org/10.1016/j.baae.2023.11.010>
- Flores LMA, Zanette LRS, Araujo FS (2018) Effects of habitat simplification on assemblages of cavity nesting bees and wasps in a semiarid neotropical conservation area. *Biodivers Conserv* 27:311–328. <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1436-3>
- Fortel L, Henry M, Guilbaud L, Mouret H, Vaissière BE (2016) Use of human-made nesting structures by wild bees in an urban environment. *J Insect Conserv* 20:239–253. <https://doi.org/10.1007/s10841-016-9857-y>
- Fortel L, Henry M, Guilbaud L, Guirao AL, Kuhlmann M, Mouret H, Rollin O, Vaissière BE (2014) Decreasing abundance, increasing diversity and changing structure of the wild bee community (Hymenoptera: Anthophila) along an urbanization gradient. *PLoS One* 9(8):e104679. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0104679>
- Gaona FP, Iñiguez-Armijos C, Brehm G, Fiedler K, Espinosa CI (2021) Drastic loss of insects (Lepidoptera: geometridae) in urban landscapes in a tropical biodiversity hotspot. *J Insect Conserv* 25(3):395-405. <http://dx.doi.org/10.1007/s10841-021-00308-9>
- Geslin B, Féon VL, Folschweiller M, Flacher F, Carmignac D, Motard E, Perret S, Dajoz I (2016) The proportion of impervious surfaces at the landscape scale structures wild bee assemblages in a densely populated region. *Ecol Evol* 6(18):6599-6615. <http://dx.doi.org/10.1002/ece3.2374>
- Harrison T, Gibbs J, Winfree R (2018) Phylogenetic homogenization of bee communities across ecoregions. *Glob Ecol Biogeogr* 27(12):1457-1466. <https://doi.org/10.1111/geb.12822>
- Hashimoto Y, Endo T (2014) Effects of nest-trap types on monitoring of tube-nesting wasps and bees. *Hum. Nat.* 2014(25):75 – 83.
- Hsieh TC, Ma KH, Chao A (2016) iNEXT: An R Package for Rarefaction and Extrapolation of Species Diversity (Hill Numbers). *Methods Ecol Evol* 7(12):1451–1456. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613>
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE (2023) Cidades. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ba/panorama>

- Iserhard CA, Duarte L, Seraphim N, Freitas AVL (2018) How urbanization affects multiple dimensions of biodiversity in tropical butterfly assemblages. *Biodivers Conserv* 28(3):621–638. <https://doi.org/10.1007/s10531-018-1678-8>
- Job B, Olakkengill JL (2016) Diversity and Distribution of Sphecoid Wasps in Kerala, India: Bioindicators of Habitat Quality. In: Chakravarthy A, Sridhara S (eds) *Arthropod Diversity and Conservation in the Tropics and Sub-tropics*. Springer, Singapore, pp 197–211
- Jones EI, Leather SR (2012) Invertebrates in urban areas: a review. *European Journal of Entomology*, 109(4):463-478. <http://dx.doi.org/10.14411/eje.2012.060>
- Juntti M, Costa H, Nascimento N (2021) Urban environmental quality and wellbeing in the context of incomplete urbanisation in Brazil: integrating directly experienced ecosystem services into planning. *Prog Plann* 143:100433. <https://doi.org/10.1016/j.progress.2019.04.003>
- Kaarlejärvi E, Salemaa M, Tonteri T, Merilä P, Laine AL (2020) Temporal biodiversity change following disturbance varies along an environmental gradient. *Glob Ecol Biogeogr* 30(2):476-489. <http://dx.doi.org/10.1111/geb.13233>
- Kehoe LJ, Lund J, Chalifour L, Asadian Y, Balke E, Boyd S, Carlson D, Casey JM, Connors B, Cryer N (2020) Conservation in heavily urbanized biodiverse regions requires urgent management action and attention to governance. *Conserv Sci Pract* 3(2):e310. <https://doi.org/10.1111/csp2.310>
- Klein AM, Steffan-Dewenter I, Buchori D, Tschardt T (2002) Effects of Land-Use Intensity in Tropical Agroforestry Systems on Coffee Flower-Visiting and Trap-Nesting Bees and Wasps. *Conserv Biol* 16(4):1003-1014. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.00499.x>
- Knop E (2016) Biotic homogenization of three insect groups due to urbanization. *Glob Change Biol* 22(1):228-236. <https://doi.org/10.1111/gcb.13091>
- Kondratyeva A, Knapp S, Durka W, Kühn I, Vallet J, Machon N, Martin G, Motard E, Grandcolas P, Pavoine S (2020) Urbanization Effects on Biodiversity Revealed by a Two-Scale Analysis of Species Functional Uniqueness vs. Redundancy. *Front ecol evol* 8:1-16. <http://dx.doi.org/10.3389/fevo.2020.00073>
- Kuang W, Hou Y, Dou Y, Lu D, Yang S (2021) Mapping global urban impervious surface and green space fractions using Google Earth Engine. *Remote Sens* 13(20):4187. <https://doi.org/10.3390/rs13204187>

- Li L, Wang N, Hao Z, Sun B, Gao B, Gou M, Wang P, Pei N (2024) Urbanization intensifies the imbalance between human development and biodiversity conservation: insights from the coupling analysis of human activities and habitat quality. *Land Degrad Dev* 35(11):3606–3626. <https://doi.org/10.1002/ldr.5155>
- Li L, Zhan W, Hu L, Chakraborty T, Wang Z, Fu P, Wang D, Liao W, Huang F, Fu H (2023) Divergent urbanization-induced impacts on global surface urban heat island trends since 1980s. *Remote Sens Environ* 295:113650. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2023.113650>
- Lokatis, S, Jeschke JM (2022) Urban biotic homogenization: Approaches and knowledge gaps. *Ecol Appl* 32(8):e2703. <https://doi.org/10.1002/eap.2703>
- Loyola RD, Martins RP (2007) On a habitat structure-based approach to evaluating species occurrence: cavity-nesting hymenoptera in a secondary tropical forest remnant. *J. Insect Conserv.* 13(1):125-129. <http://dx.doi.org/10.1007/s10841-007-9126-1>.
- Loyola RD, Martins RP (2008) Habitat structure components are effective predictors of trap-nesting Hymenoptera diversity. *Basic Appl. Ecol.* 9(6):735-742. <http://dx.doi.org/10.1016/j.baae.2007.06.016>.
- Luo Y, Sun W, Yang K, Zhao L (2021) China urbanization process induced vegetation degradation and improvement in recent 20 years. *Cities* 114:103207. <https://doi.org/10.1016/j.cities.2021.103207>
- Magurran AE (2004) *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing, Oxford, 256p.
- Marinho D, Vivallo F (2020) Unveiling the trap-nesting bees and wasps' fauna (Hymenoptera: apocrita) and associated organisms of the Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Brazil. *Pap. Avulsos de Zool.* 60:e20206049. <http://dx.doi.org/10.11606/1807-0205/2020.60.49>.
- Marrero HJ, Gómez-Martínez C, Allasino ML, Haedo JP, González-Estévez MA, Lázaro A (2025) Local and landscape effects on the reproduction of wild bees and wasps in Mediterranean communities along a gradient of land use. *Ecol Entomol.* <https://doi.org/10.1111/een.13417>
- Matos MCB, Silva SS, Teodoro AV (2016) Seasonal population abundance of the assembly of solitary wasps and bees (Hymenoptera) according to land-use in Maranhão state, Brazil. *Rev Bras Entomol* 60(2):171–176. <https://doi.org/10.1016/j.rbe.2016.02.001>

- Matos MCB, Sousa-Souto L, Almeida RS, Teodoro AV (2013) Contrasting Patterns of Species Richness and Composition of Solitary Wasps and Bees (Insecta: Hymenoptera) According to Land-use. *Biotropica* 45(1):73–79. <http://www.jstor.org/stable/23360243>
- Mayr AV, Requier F, Peters MK, Steffan-Dewenter I (2021) Seasonal variation in the ecology of tropical cavity-nesting Hymenoptera on Mt. Kilimanjaro. *Front. Biogeogr.* 13(3):1-18. <http://dx.doi.org/10.21425/f5fbg49389>.
- McDonnell MJ, Hahs AK (2008) The use of gradient analysis studies in advancing our understanding of the ecology of urbanizing landscapes: current status and future directions. *Landsc Ecol* 23:1143–1155. <https://doi.org/10.1007/s10980-008-9253-4>
- McDonnell MJ, Hahs AK (2015) Adaptation and adaptedness of organisms to urban environments. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 46:261–280.
- Meineke EK, Youngsteadt E, Lippey MK, Baldock KCR (2023) Urbanization Shapes Insect Diversity. In: Nilon CH, Aronson MFJ (ed) *Routledge Handbook of Urban Biodiversity*, Routledge, London, p 28
- Mitchell MGE, Devisscher T (2022) Strong relationships between urbanization, landscape structure, and ecosystem service multifunctionality in urban forest fragments. *Landsc Urban Plan* 228:104548. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2022.104548>
- Montagnana PC, Alves RSC, Garófalo C, Ribeiro MC (2021) Landscape heterogeneity and forest cover shape cavity-nesting hymenopteran communities in a multi-scale perspective. *Basic Appl Ecol* 56:239-249. <http://dx.doi.org/10.1016/j.baae.2021.08.004>
- Morelli F, Reif J, Díaz M, Tryjanowski P, Ibáñez-Álamo JD, Suhonen J, Jokimäki J, Kaisanlahti-Jokimäki ML, Møller AP, Bussière R (2021) Top ten birds indicators of high environmental quality in European cities. *Ecol Indic* 133:108397. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108397>
- Moretti M, Fontana S, Carscadden KA, MacIvor JS (2021) Reproductive trait differences drive offspring production in urban cavity-nesting bees and wasps. *Ecol Evol* 11(15):9932-9948. <http://dx.doi.org/10.1002/ece3.7537>
- Nelson AE, Forbes AA (2014) Urban Land Use Decouples Plant-Herbivore-Parasitoid Interactions at Multiple Spatial Scales. *Plos One* 9(7):e102127. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0102127>.

- Nether MC, Dudek J, Buschini MLT (2019) Trophic interaction and diversity of cavity-nesting bees and wasps (Hymenoptera: Aculeata) in Atlantic Forest fragments and in adjacent matrices. *Apidologie* 50:104-115. <https://doi.org/10.1007/s13592-018-0623-x>
- Oliveira DNBS, Lopes WGR, Oliveira JJF, Matos KC (2024a) Índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI) na análise da cobertura verde em praças e parques de Teresina – PI. *Rev Polít Públicas Cid* 13(2):e814. <https://doi.org/10.23900/2359-1552v13n2-37-2024>
- Oliveira HKLG, Miranda PN, Ortega JCG, Morato EF (2024b) Vertical Stratification of Solitary Bees and Wasps in an Urban Forest from the Brazilian Amazon. *Neotrop Entomol* 53:552–567 (2024). <https://doi.org/10.1007/s13744-024-01142-9>
- Oliveira JS, Ribeiro AA, Gamarra RM, Paranhos Filho AC (2025). Relação entre vegetação urbana e temperatura de superfície através de uma correlação NDVI – LST. *Rev Polít Públicas Cid* 14(1):e1291. <https://doi.org/10.23900/2359-1552v14n1-28-2025>
- Oliveira MA, Gomes CFF, Pires EM, Marinho CGS, Della Lucia TMC (2014) Bioindicadores ambientais: insetos como um instrumento desta avaliação. *Revista Ceres*, 61:800-807. <http://dx.doi.org/10.1590/0034-737x201461000005>
- Palma SG (1975) Contribución al estudio de los Sifonoforos encontrados frente a la costa de Valparaíso: aspectos ecológicos. In: *Memorias del Segundo Simposio Latinoamericano de Oceanografía Biológica*, 24-28 Noviembre 1975, Cumaná, Venezuela. Universidad de Oriente, Venezuela, pp. 119-133.
- Pereira-Peixoto MH, Pufal G, Martins CF, Klein AM (2014) Spillover of trap-nesting bees and wasps in an urban–rural interface. *J Insect Conserv*, 18:815–826. <https://doi.org/10.1007/s10841-014-9688-7>
- Pereira-Peixoto MH, Pufal G, Staab M, Martins CF, Klein AM (2016) Diversity and specificity of host-natural enemy interactions in an urban-rural interface. *Ecol Entomol* 41(3):241-252. <https://doi.org/10.1111/een.12291>
- Pignataro TNG (2019) Diversidade e assimetria flutuante em borboletas ao longo de gradientes urbanos. *Dissertação*, Universidade Federal de Minas Gerais.
- Pires EP, Pompeu DC, Souza-Silva M (2012) Nesting of solitary wasps and bees (Hymenoptera: Aculeata) in the biological reserve Boqueirão, Ingaí, Minas Gerais. *Biosci J* 28(2):302-311.

- Rega-Brodsky CC, Aronson MFJ, Piana MR, Carpenter ES, Hahs AK, Herrera-Montes A, Knapp S, Kotze DJ, Lepczyk CA, Moretti M (2022) Urban biodiversity: state of the science and future directions. *Urban Ecosyst* 25(4):1083-1096. <http://dx.doi.org/10.1007/s11252-022-01207-w>
- Renaud E, Heraudet V, Deparis M, Basquin H, Bessa-Gomes C, Baudry E (2022) Non-linear effects of landscape on pollination service and plant species richness in a peri-urban territory with urban and agricultural land use. *Urban For Urban Green* 68:127454. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127454>
- Rocha-Filho LC, Montagnana PC, Araújo TN, Moure-Oliveira D, Boscolo D, Garófalo CA (2022) Pollen analysis of cavity-nesting bees (Hymenoptera: Anthophila) and their food webs in a city. *Ecol Entomol* 47(2):146-157. <https://doi.org/10.1111/een.13097>
- Rocha-Filho LC, Montagnana PC, Boscolo D, Garófalo CA (2020) Green patches among a grey patchwork: the importance of preserving natural habitats to harbour cavity-nesting bees and wasps (Hymenoptera) and their natural enemies in urban areas. *Biodivers Conserv* 29:2487–2514. <https://doi.org/10.1007/s10531-020-01985-9>
- Rocha-Filho LC, Moure-Oliveira D, Carvalho SM, Frantine-Silva W, Augusto SC (2019) Diversity and host–parasite interactions of cavity-nesting Hymenoptera communities in the Brazilian Savannah. *Journal of Insect Conservation*, 23:651–665. <https://doi.org/10.1007/s10841-019-00157-7>
- Seress G, Lipovits Á, Bókony V, Czúni L (2014) Quantifying the urban gradient: a practical method for broad measurements. *Landscape Urban Plan* 131:42-50. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.07.010>
- Sexton AN, Benton S, Browning AC, Emery SM (2021) Reproductive patterns of solitary cavity-nesting bees responsive to both local and landscape factors. *Urban Ecosyst*. 24(6):1271-1280. <http://dx.doi.org/10.1007/s11252-021-01116-4>
- Silva GG, Lange D, Guillermo-Ferreira R (2022) Interaction networks between solitary hymenopterans and their natural enemies in different restoration areas. *J. Trop. Ecol.* 38(1):9-16. DOI:10.1017/S0266467421000419
- Sivakoff FS, Prajzner SP, Gardiner MM (2018) Unique bee communities within vacant lots and urban farms result from variation in surrounding urbanization intensity. *Sustainability* 10(6):1926. <http://dx.doi.org/10.3390/su10061926>

- Sohail MT, Manzoor Z, Ehsan M, Al-Ansari N, Khan MB, Shafi A, Ullah J, Hussain A, Raza D, Usman U (2023) Impacts of urbanization, LULC, LST, and NDVI changes on the static water table with possible solutions and water policy discussions: a case from islamabad, pakistan. *Front environ sci* 11:1-13. [Http://dx.doi.org/10.3389/fenvs.2023.1018500](http://dx.doi.org/10.3389/fenvs.2023.1018500)
- Solarin SA, Nathaniel SP, Bekun FV, Okunola AM, Alhassan A (2021) Towards achieving environmental sustainability: environmental quality versus economic growth in a developing economy on ecological footprint via dynamic simulations of ARDL. *Environ Sci Pollut Res* 28:17942–17959. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-11637-8>
- Staab M, Pufal G, Tschardt T, Klein A-M (2018) Trap nests for bees and wasps to analyse trophic interactions in changing environments—A systematic overview and user guide. *Methods Ecol Evol* 9(11):2226-2239. <http://dx.doi.org/10.1111/2041-210x.13070>
- Stevens RD, Tello JS (2018) A latitudinal gradient in dimensionality of biodiversity. *Ecography* 41(12):2016-2026. <http://dx.doi.org/10.1111/ecog.03654>.
- Suarez-Rubio M, Krenn R (2018) Quantitative analysis of urbanization gradients: a comparative case study of two European cities. *J Urban Ecol* 4(1):1-14. <http://dx.doi.org/10.1093/jue/juy027>
- Swan CM, Pickett STA, Szlavecz K, Warren P, Willey KT (2011) Biodiversity and community composition in urban ecosystems: coupled human, spatial, and metacommunity processes. *Urban Ecol* 179–186. <https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780199563562.003.0021>
- Sydenham MAK, Venter ZS, Eldegard K, Moe SR, Steinert M, Staverlökk A, Dahle S, Skoog DIJ, Hanevik KA, Skrindo A (2022) High resolution prediction maps of solitary bee diversity can guide conservation measures. *Landsc. Urban Plan.* 217:104267. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2021.104267>
- Sykes L, Santini L, Etard A, Newbold T (2019) Effects of rarity form on species' responses to land use. *Conservation Biology*, 34(3):688-696. <http://dx.doi.org/10.1111/cobi.13419>
- Theodorou P (2022) The effects of urbanisation on ecological interactions. *Curr. Opin. Insect Sci.* 52:100922. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cois.2022.100922>.
- Theodorou P, Kühn O, Baltz LM, Wild C, Rasti SL, Bucksch CR, Strohm E, Paxton RJ, Kurze C (2022) Bumble bee colony health and performance vary widely across

- the urban ecosystem. *J. Anim. Ecol.* 91(10):2135-2148. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2656.13797>.
- Traversa I (2024) New biodiversity index for anthropized and natural areas. *Balduinia* 73:29-37. <http://dx.doi.org/10.5902/2358198089232>
- Tscharntke T, Gathmann A, Steffan-Dewenter I (1998) Bioindication using trap-nesting bees and wasps and their natural enemies: community structure and interactions. *J Appl Entomol*, 35:708-719. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2664.1998.355343.x>.
- Vaz S, Manes S, Khattar G, Mendes M, Silveira L, Mendes E, Rodrigues EM, Gama-Maia D, Lorini ML, Macedo M (2023) Global meta-analysis of urbanization stressors on insect abundance, richness, and traits. *Sci Total Environ* 903:165967. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165967>
- Wang M, Li J, Kuang S, He Y, Chen G, Huang Y, Song C, Anderson P, Łowicki D (2020) Plant diversity along the urban–rural gradient and its relationship with urbanization degree in Shanghai, China. *Forests* 11(2):171. <https://doi.org/10.3390/f11020171>
- Wang Y, Zhu L, Yang X, Zhang X, Wang X, Pei J, Zhou L, Luo Z, Fang Q, Liang M (2022) Evaluating the conservation priority of key biodiversity areas based on ecosystem conditions and anthropogenic threats in rapidly urbanizing areas. *Ecol Indic* 142:109245. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109245>
- Wang Z, Shi P, Shi J, Zhang X, Yao L (2023) Research on land use pattern and ecological risk of Lanzhou–Xining urban agglomeration from the perspective of terrain gradient. *Land* 12(5):996. <https://doi.org/10.3390/land12050996>
- Wei H, Zhang Y (2017) Analysis of impact of urbanization on environmental quality in China. *China World Econ* 25(2):85–106. <https://doi.org/10.1111/cwe.12195>
- Williams NM, Kremen C (2007) Resource distributions among habitats determine solitary bee offspring production in a mosaic landscape. *Ecol. Appl.* 17(3):910-921. <http://dx.doi.org/10.1890/06-0269>.
- Xie G, Sookhan N, Carscadden KA, MacIvor JS (2022) No evidence for environmental filtering of cavity-nesting solitary bees and wasps by urbanization using trap nests. *Ecol Evol* 12(10):1-13. <http://dx.doi.org/10.1002/ece3.9360>.
- Xu X, Xie Y, Qi K, Luo Z, Wang X (2018) Detecting the response of bird communities and biodiversity to habitat loss and fragmentation due to urbanization. *Sci Total Environ* 624:1561-1576. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.143>

- Zanella Fcy, Martins Cf (2003) Abelhas da caatinga: biogeografia, ecologia e conservação. *In* Leal IR, Tabarelli M, Silva JMC (eds) *Ecologia e Conservação da Caatinga*. Editora Universitária da UFPE, Recife, p.75–134.
- Zanette LRS, Martins, RP, Ribeiro SP (2005) Effects of urbanization on Neotropical wasp and bee assemblages in a Brazilian metropolis. *Landsc Urban Plan* 71(2-4):105-121. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2004.02.003>
- Zhang X, Han L, Wei H, Tan X, Zhou W, Li W, Qian Y (2022) Linking urbanization and air quality together: a review and a perspective on the future sustainable urban development. *J Clean Prod* 346:130988. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.130988>
- Zheng F, Guo X, Tang M, Zhu D, Wang H, Yang X, Chen B (2023) Variation in pollution status, sources, and risks of soil heavy metals in regions with different levels of urbanization. *Sci Total Environ* 866:161355. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.161355>
- Zhou T, Liu H, Gou P, Xu N (2023a) Conflict or Coordination? measuring the relationships between urbanization and vegetation cover in China. *Ecol Indic* 147:109993. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.109993>
- Zhou Y, Yao J, Chen M, Tang M (2023b) Optimizing an Urban Green Space Ecological Network by Coupling Structural and Functional Connectivity: a case for biodiversity conservation planning. *Sustainability*, 15(22):15818. <http://dx.doi.org/10.3390/su152215818>

Anexos

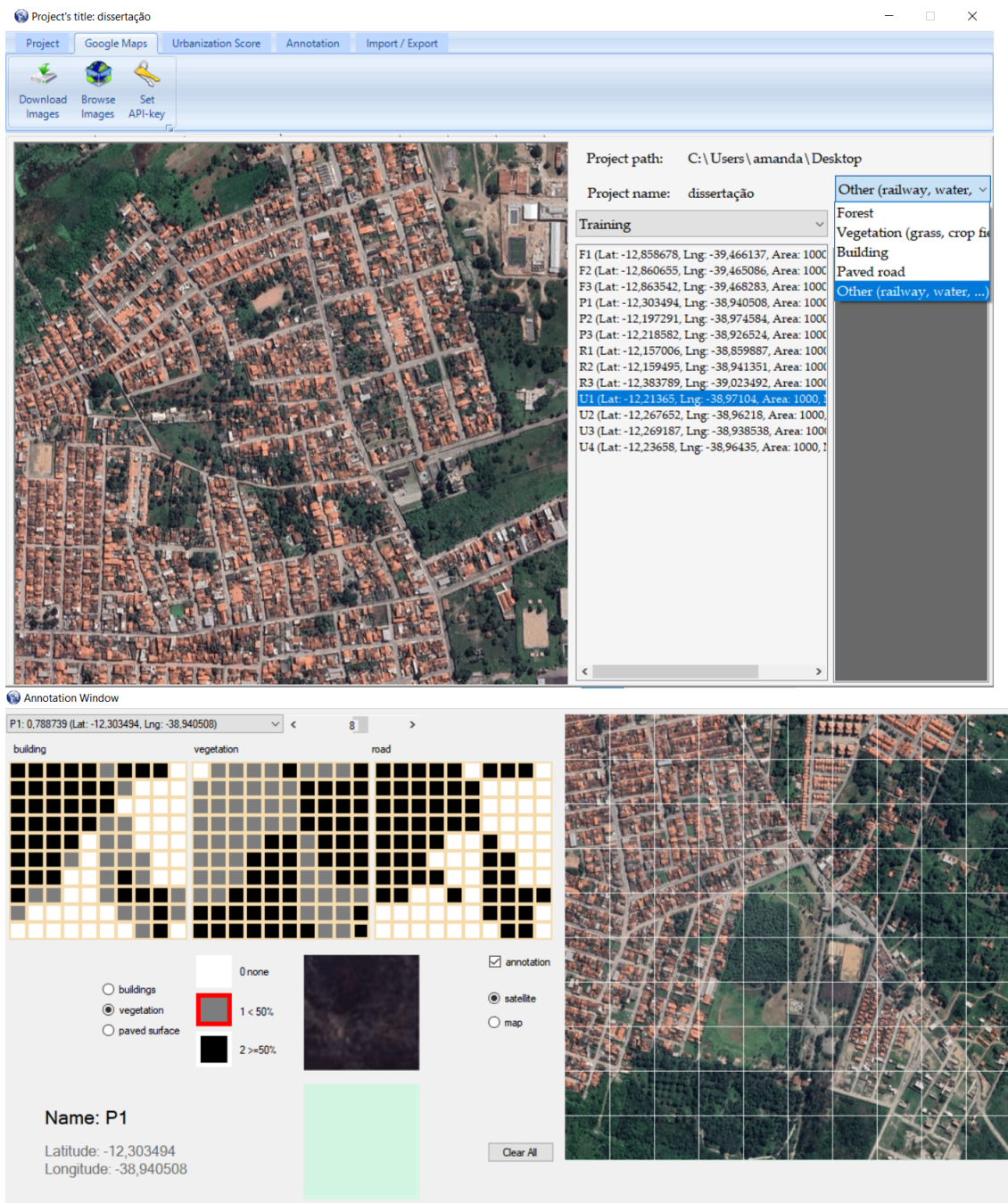


Figura 1 Imagem do interface do Software *UrbanizationScore*.

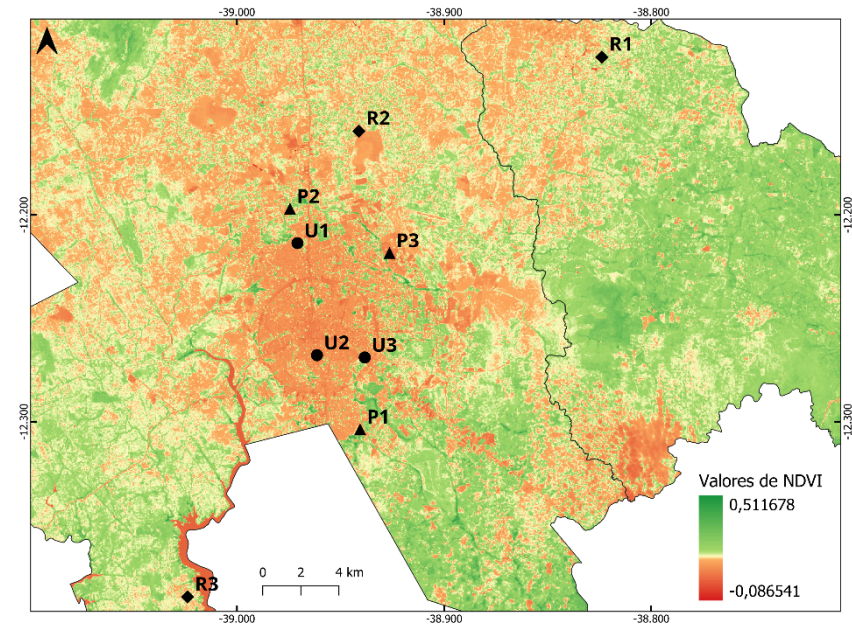
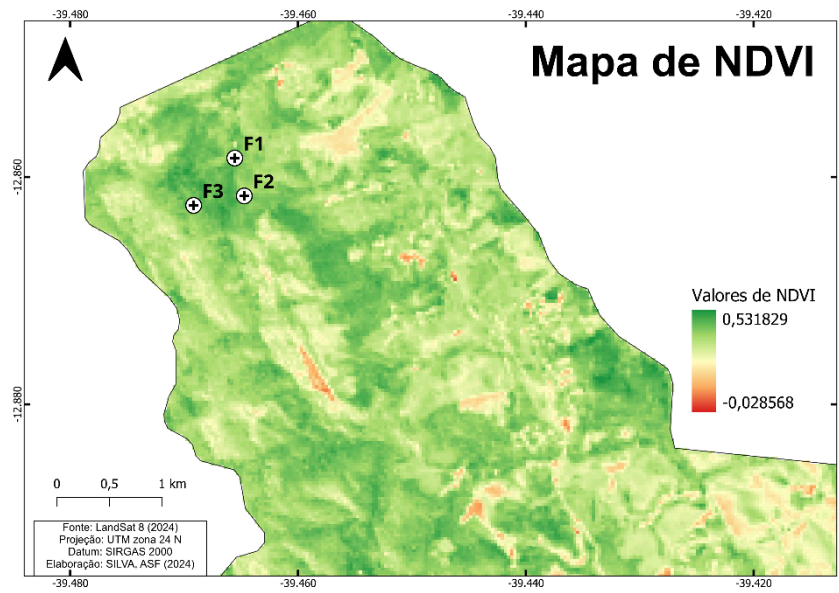


Figura 2 Mapa de NDVI da área de estudo.

Tabela 1 Composição das espécies de abelhas e vespas solitárias e seus parasitas coletados e as métricas utilizadas para o cálculo da raridade de espécies nos quatro estratos do gradiente de urbanização. FO = Frequência de ocorrência. CLASS = Classificação; D = Dominância.

Táxon	Florestal			Rural			Periurbano			Urbano		
	FO	D	CLAS	FO	D	CLAS	FO	D	CLAS	FO	D	CLAS
<i>Trypoxylon (Trypargilum) lactitarse</i> Saussure, 1867	-	-	-	17%	5%	I	33%	14%	I	-	-	-
<i>Trypoxylon (Trypargilum) nitidum</i> Smith, 1856	8%	2%	R	75%	21%	C	42%	16%	I	50%	37%	C
<i>Trypoxylon</i> sp1	8%	2%	R	-	-	-	8%	2%	R			
<i>Trypoxylon</i> sp2	17%	5%	I	-	-	-	8%	2%	R	8%	3%	I
<i>Trypoxylon</i> sp3	-	-	-	8%	1%	R	-	-	-	-	-	-
<i>Auplopus</i> sp1	8%	2%	R	-	-	-	17%	3%	I	-	-	-
<i>Auplopus</i> sp2	8%	2%	R	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Auplopus</i> sp3	-	-	-	-	-	-	8%	2%	R	-	-	-
Pompilidae sp	-	-	-	-	-	-	8%	2%	R	-	-	-
<i>Podium</i> sp1	42%	22%	I	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Podium</i> sp2	-	-	-	-	-	-	8%	2%	R	-	-	-
<i>Podium</i> sp3	42%	19%	I	8%	1%	R	-	-	-	-	-	-
<i>Pachodynerus</i> sp1	-	-	-	50%	13%	C	42%	17%	I	-	-	-
<i>Pachodynerus</i> sp2	-	-	-	8%	1%	R	-	-	-	-	-	-
<i>Centris (Heterocentris) analis</i> (Fabricius, 1804)	50%	21%	C	8%	1%	R	8%	2%	R	-	-	-
<i>Centris (Hemisiella) tarsata</i> Smith, 1874	8%	2%	R	50%	42%	C	50%	16%	C	25%	47%	I

<i>Centris</i> sp	-	-	-	17%	2%	R	17%	3%	I	17%	7%	I
<i>Euglossa (Euglossa) cordata</i> (Linnaeus, 1758)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	8%	3%	I
<i>Euglossa (Euglossa) pleosticta</i> Dressler, 1982	8%	2%	R	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Euglossa</i> sp	8%	3%	I	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Xylocopa (Neoxylocopa) grisescens</i> Lepeletier, 1841	-	-	-	-	-	-	8%	2%	R	-	-	-
<i>Epanthidium</i> sp	-	-	-	-	-	-	17%	3%	I	-	-	-
<i>Hypanthidium</i> sp	-	-	-	-	-	-	8%	2%	R	-	-	-
<i>Megachile</i> sp1	-	-	-	17%	6%	I	42%	14%	I	-	-	-
<i>Megachile</i> sp2	25%	7%	I	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Megachile</i> sp3	8%	2%	R	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Megachile</i> sp4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	8%	3%	I
<i>Megachile</i> sp5	-	-	-	8%	1%	R	-	-	-	-	-	-
<i>Mesocheira</i> sp	-	-	-	33%	6%	I	8%	2%	R	-	-	-
<i>Anthrax</i> sp	-	-	-	8%	1%	R	-	-	-	-	-	-
<i>Chrysis</i> sp	-	-	-	42%	8%	I	17%	5%	I	-	-	-
Diptera sp1	-	-	-	8%	1%	R	-	-	-	-	-	-
Diptera sp2	-	-	-	25%	5%	I	8%	2%	R	-	-	-
<i>Melittobia</i> sp1	8%	2%	R	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Melittobia</i> sp2	8%	2%	R	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ichneumonidae spp.	17%	3%	I	-	-	-	8%	2%	R	-	-	-
<i>Leucospis</i> sp	-	-	-	8%	1%	R	-	-	-	-	-	-
<i>Coelioxys</i> sp1	17%	10%	I	17%	5%	I	17%	3%	I	-	-	-

<i>Coelioxys</i> sp2	-	-	-	-	-	-	8%	2%	R	-	-	-
Tribo Sphaerophthalmini	17%	9%	I	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Não identificado	-	-	-	8%	1%	R	-	-	-	-	-	-

Chaves e publicações utilizadas na identificação dos espécimes emergidos.

- Bouček Z (1974) A revision of the Leucospidae (Hymenoptera: Chalcidoidea) of the world. Bull Br Mus Nat Hist, Entomol, Suppl 23:1–241. <https://doi.org/10.5962/p.140909>
- Dreisbach RR (1963) New species of spider wasps, genus *Auplopus*, from the Americas South of the United States. (Hymenoptera: Psammocharidae). Proc US Nat Mus 114:137–211. <https://doi.org/10.5479/si.00963801.114-3468.137>.
- Gonzalez VH (2008) Phylogeny and classification of the bee tribe Megachilini (Hymenoptera: Apoidea, Megachilidae), with emphasis on the genus *Megachile*. Theses, University of Kansas.
- IDtools (2021) Exotic Bee ID. Available at: https://idtools.org/exotic_bee/index.cfm?pageID=2937. Accessed 02 Nov 2024
- Marston N (1970) Revision of New World Species of *Anthrax* (Diptera: Bombyliidae), other than the *Anthrax albofasciatus* group. Smithsonian Contrib Zool 43:1–148. <https://doi.org/10.5479/si.00810282.43>
- Michener CD (1948). The generic classification of the anthidiine bees (Hymenoptera: Megachilidae). Am Mu. Nov. 1381: 1-29.
- Nemésio A (2009) Orchid bees (Hymenoptera: Apidae) of the Brazilian Atlantic Forest. Zootaxa 2041:1–242. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.2041.1.1>
- Richards OW (1934) The American species of the genus *Trypoxylon* (Hymenopt., Sphecoidea). Trans R Entomol Soc London 82:173–362. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2311.1934.tb00033.x>
- Rocha-Filho LC, Packer L (2016) Phylogeny of the cleptoparasitic Megachilini genera *Coelioxys* and *Radoszkowskiana*, with the description of six new subgenera in *Coelioxys* (Hymenoptera: Megachilidae). Zool J Linn Soc 180(2):354-413. <http://dx.doi.org/10.1111/zoj.12484>.
- Rocha-Filho LC, Serrano JC, Garófalo CA (2017) *Coelioxoides piscicauda* sp. nov., a new cuckoo bee from southeastern Brazil with a key to the species of *Coelioxoides* Cresson (Hymenoptera: Apidae). Zootaxa 4363(4):535-543. <http://dx.doi.org/10.11646/zootaxa.4363.4.5>.
- Silveira FA, Melo GAR, Almeida EAB (2002) Abelhas Brasileiras: Sistemática e Identificação. Fundação Araucária, Belo Horizonte

- Somavilla A, Köhler A (2008) Espécies do gênero *Pachodynerus* (Hymenoptera: Vespidae, Eumeninae) no estado do Rio Grande do Sul, Brasil. Cad Pesqui Sér Biol 20(3):6–17.
- Southern Forest Life (2023) Parasitoids with a difference. Available at: <https://southernforestlife.net/happenings/2023/5/parasitoids-with-a-difference>. Accessed 02 Nov 2024.
- Urban D (1992) Espécies novas de *Epanthidium* Moure (Hymenoptera, Megachilidae, Anthidiinae). Acta Biol Par 21(1-4):1–21.
- Vivallo F, Zanella FCV (2012) A new species of *Centris* (*Paracentris*) *Cameron*, 1903 from northeastern Brazil, with a key for the *Centris* species of the Caatinga region (Hymenoptera: Apidae). Zootaxa 3298: 1–16.

Diretrizes da Revista “*Urban Ecosystems*” para formatação de Citações e Referências.

References

Citation

Cite references in the text by name and year in parentheses. Some examples:

Negotiation research spans many disciplines (Thompson 1990).

This result was later contradicted by Becker and Seligman (1996).

This effect has been widely studied (Abbott 1991; Barakat et al. 1995a, b; Kelso and Smith 1998; Medvec et al. 1999, 2000).

Reference list

The list of references should only include works that are cited in the text and that have been published or accepted for publication. Personal communications and unpublished works should only be mentioned in the text.

Reference list entries should be alphabetized by the last names of the first author of each work. Please alphabetize according to the following rules: 1) For one author, by name of author, then chronologically; 2) For two authors, by name of author, then name of coauthor, then chronologically; 3) For more than two authors, by name of first author, then chronologically.

If available, please always include DOIs as full DOI links in your reference list (e.g. “<https://doi.org/abc>”).

Journal article

Gamelin FX, Baquet G, Berthoin S, Thevenet D, Nourry C, Nottin S, Bosquet L (2009) Effect of high intensity intermittent training on heart rate variability in prepubescent children. *Eur J Appl Physiol* 105:731-738. <https://doi.org/10.1007/s00421-008-0955-8>

Ideally, the names of all authors should be provided, but the usage of “et al” in long author lists will also be accepted:

Smith J, Jones M Jr, Houghton L et al (1999) Future of health insurance. *N Engl J Med* 341:325–329

Article by DOI

Slifka MK, Whitton JL (2000) Clinical implications of dysregulated cytokine production. J Mol Med. <https://doi.org/10.1007/s001090000086>

Book

South J, Blass B (2001) The future of modern genomics. Blackwell, London

Book chapter

Brown B, Aaron M (2001) The politics of nature. In: Smith J (ed) The rise of modern genomics, 3rd edn. Wiley, New York, pp 230-257

Online document

Cartwright J (2007) Big stars have weather too. IOP Publishing PhysicsWeb. <http://physicsweb.org/articles/news/11/6/16/1>. Accessed 26 June 2007

Dissertation

Trent JW (1975) Experimental acute renal failure. Dissertation, University of California
Always use the standard abbreviation of a journal's name according to the ISSN List of Title Word Abbreviations, see ISSN LTWA