

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANA

ISABELLA PUNDEK MARTINS DE OLIVEIRA

MONITORAMENTO DE LONGO PRAZO DA COMUNIDADE DE ABELHAS DO  
PARQUE ESTADUAL DE VILA VELHA-PR

CURITIBA

2025

ISABELLA PUNDEK MARTINS DE OLIVEIRA

MONITORAMENTO DE LONGO PRAZO DA COMUNIDADE DE ABELHAS DO  
PARQUE ESTADUAL DE VILA VELHA-PR

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, com ênfase em Entomologia, no setor de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas.

Orientador: Prof. Dr. Rodrigo Barbosa Gonçalves

Co-orientador: Dra. Leticia Vanessa Graf

CURITIBA

2025

DADOS INTERNACIONAIS DE CATALOGAÇÃO NA PUBLICAÇÃO (CIP)  
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ  
SISTEMA DE BIBLIOTECAS – BIBLIOTECA DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

Oliveira, Isabella Pundek Martins de  
Monitoramento de longo prazo da comunidade de abelhas do  
Parque Estadual de Vila Velha-PR / Isabella Pundek Martins de  
Oliveira. – Curitiba, 2025.  
1 recurso on-line : PDF.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Paraná,  
Setor de Ciências Biológicas, Programa de Pós-graduação em  
Ciências Biológicas (Entomologia).

Orientador: Prof. Dr. Rodrigo Barbosa Gonçalves.  
Coorientadora: Dra. Letícia Vanessa Graf.

1. Abelhas – Campos gerais (PR) 2. Polinizadores. 3.  
Ecologia. 4. Conservação biológica. I. Gonçalves, Rodrigo  
Barbosa, 1982-. II. Graf, Letícia Vanessa. III. Universidade Federal  
do Paraná. Setor de Ciências Biológicas. Programa de Pós-  
graduação em Ciências Biológicas (Entomologia). IV. Título.

Bibliotecária: Giana Mara Seniski Silva CRB-9/1406



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO  
SETOR DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ  
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
(ENTOMOLOGIA) - 40001016005P5

## TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação CIÊNCIAS BIOLÓGICAS (ENTOMOLOGIA) da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da dissertação de Mestrado de **ISABELLA PUNDEK MARTINS DE OLIVEIRA**, intitulada: **Monitoramento de longo prazo da comunidade de abelhas do Parque Estadual de Vila Velha-PR**, sob orientação do Prof. Dr. RODRIGO BARBOSA GONÇALVES, que após terem inquirido a aluna e realizada a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO no rito de defesa.

A outorga do título de mestra está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

CURITIBA, 28 de Fevereiro de 2025.

Assinatura Eletrônica

03/03/2025 16:19:27.0

RODRIGO BARBOSA GONÇALVES

Presidente da Banca Examinadora

Assinatura Eletrônica

06/03/2025 10:22:23.0

ALINE CRISTINA MARTINS

Avaliador Externo (UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA)

Assinatura Eletrônica

05/03/2025 14:43:18.0

MAURICIO OSVALDO MOURA

Avaliador Interno (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

---

Departamento de Zoologia - Centro Politécnico - CURITIBA - Paraná - Brasil

CEP 81531-980 - Tel: (41) 3361-1763 - E-mail: [pgento@ufpr.br](mailto:pgento@ufpr.br)

Documento assinado eletronicamente de acordo com o disposto na legislação federal Decreto 8539 de 08 de outubro de 2015.

---

Gerado e autenticado pelo SIGA-UFPR, com a seguinte identificação única: 424679

Para autenticar este documento/assinatura, acesse <https://siga.ufpr.br/siga/visitante/autenticacaoassinaturas.jsp> e insira o código 424679

## AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer, primeiramente, ao meu orientador, Professor Rodrigo B. Gonçalves, por sua confiança em meu potencial, pelo apoio constante diante dos obstáculos e pela orientação precisa.

À minha coorientadora, Leticia Vanessa Graf que, com suas sugestões e conselhos, enriqueceu minha dissertação, além de ter desempenhado um papel fundamental na identificação das abelhas.

À minha namorada, Alessandra Schmidt Soares, pelo apoio incondicional, pelo companheirismo nos momentos difíceis e por sua presença constante ao meu lado durante todo o percurso da pós-graduação.

Ao meu pai, Luiz Martins de Oliveira e Silva Jr., expresso minha eterna gratidão por me proporcionar a oportunidade de seguir a carreira de bióloga, por sempre acreditar em minhas escolhas e por me incentivar a persistir nos meus sonhos.

À minha mãe, Giana Pundek Tenius, sou grata pelo incentivo incessante para que eu seguisse meus objetivos e me tornasse uma pesquisadora, além de sua ajuda fundamental para enfrentar as adversidades da vida.

À minha tia, Eliana Oliveira Mendes, minha inspiração para seguir o caminho da biologia.

Aos meus amigos do laboratório, que, além de estarem sempre dispostos a compartilhar seus conhecimentos, também foram essenciais para aliviar os momentos difíceis e proporcionar um espaço de alegria.

Aos meus amigos de vida, que compartilharam tanto as dificuldades quanto as conquistas ao longo dessa jornada.

À Julia Henke, e Luan Salles que auxiliaram nas coletas.

Ao professor Gabriel Melo pelo auxílio nas identificações.

Agradeço também a Universidade Federal do Paraná e ao CAPES-DS pela oportunidade e financiamento da pesquisa.

Por fim, agradeço a Sacha Lubow, Fabrício Meyer e Luiza Leal pela colaboração na identificação das plantas, que foi imprescindível para a concretização desta pesquisa.

*“Eu estou entre aqueles que acham que a ciência tem enorme beleza. Uma cientista em seu laboratório não é apenas um Técnico; ele é também uma criança diante de fenômenos naturais que o impressionam como um conto de fadas”.*

*Marie Curie*

## RESUMO

As abelhas são polinizadoras essenciais e estão em declínio devido a ameaças como a fragmentação de habitats e o uso de agrotóxicos nas plantações. No entanto, estudos de longo prazo sobre esse grupo de insetos são raros, embora extremamente importantes para a formulação de estratégias eficazes de conservação. O objetivo deste trabalho foi inventariar a fauna de abelhas do Parque Estadual de Vila Velha (PEVV), localizado em Ponta Grossa, Paraná, e comparar os resultados com estudos realizados há 10 e 20 anos. Além disso, buscou-se comparar a preferência floral das abelhas. Para isso, foram realizadas coletas mensais em duas áreas do PEVV durante 10 meses, além da coleta das plantas visitadas pelas abelhas. A assembleia total de abelhas no PEVV, em 2023 e 2024, foi de 2.804 exemplares, sendo 904 operárias da abelha exótica *Apis mellifera* (Linnaeus, 1758). Ao somar-se com as coletas anteriores, observou-se que o total de riqueza de abelhas no parque é de 314 espécies e de 8.513 indivíduos, distribuídas em seis amostras entre 2002 e 2024. A riqueza das abelhas mostrou-se influenciada pela quantidade de chuvas, com menor riqueza em longos períodos de seca. Além disso, a área natural de campos abriga pelo menos uma espécie com risco de extinção para o estado, *Schwarziana mourei* (Melo, 2003). Este estudo representa o segundo estudo de longo prazo no Brasil sobre abelhas em áreas naturais protegidas, sendo o primeiro realizado em campos naturais. Os resultados demonstram a importância das áreas protegidas, não apenas como refúgios para a biodiversidade, mas também como base para estratégias de conservação. Este trabalho é relevante, pois contribui para o entendimento da influência das modificações ambientais ao longo do tempo e a mudança na composição das comunidades de abelhas, algo pouco explorado em inventários sistematizados de longo prazo.

Palavras-chave: inventário; polinizadores; conservação; ecologia; Campos naturais

## ABSTRACT

Bees are essential pollinators and are in decline due to threats such as habitat fragmentation and the use of agrochemicals in crops. However, long-term studies on this group of insects are rare, although extremely important for developing effective conservation strategies. The objective of this study was to survey the bee fauna of the Vila Velha State Park (PEVV), located in Ponta Grossa, Paraná, and compare the results with studies conducted 10 and 20 years ago. Additionally, we aimed to compare the floral preferences of bees. For this purpose, monthly collections were made in two areas of the PEVV over 10 months, along with the collection of plants visited by the bees. The total bee assemblage in PEVV sampled in 2023 and 2024 was 2,804 individuals, among which 904 were workers of the invasive species *Apis mellifera* (Linnaeus, 1758). When compared to previous samplings, it was found that the total bee richness in the park is 314 species and more than 8,513 individuals, distributed in six samples from 2012 to 2024. The alpha diversity of the bees from PEVV can be considered stable, without loss of species, although the composition of the species has changed, this contrasts with the decline observed in urban areas. Space and time influenced the composition of the sample community. Bee richness was found to be influenced by frequency of rainfall, with lower richness in dry periods. The bee community in PEVV is stable, with no detected species loss, although species composition has changed, which contrasts with the species decline observed in urban areas. Additionally, the natural grassland area hosts at least one species at risk of extinction, *Schwarziana mourei* (Melo, 2003). This study represents the second long-term study in Brazil on bees in protected natural areas, with the first conducted in natural grasslands. The results demonstrate the importance of protected areas, not only as refuges for biodiversity but also as a basis for conservation strategies. This work is significant because it contributes to understanding the influence of environmental changes over time and the shift in bee community composition, an aspect rarely explored in long-term systematic inventories.

Keywords: inventory; polinators; conservation; ecology; natural grasslands

## LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 – Imagens das áreas de coletas ao longo dos anos A) II_2003; B) II_2011 E II_2012; C) II_2023; D) I_2002; E) I_2023 .....	22
FIGURA 2 – Diagrama de Venn representando as espécies exclusivas e compartilhadas entre as duas amostras da área I.....	33
FIGURA 3 – Diagrama de Venn representando as espécies exclusivas e compartilhadas entre as quatro amostras da área II.....	34
FIGURA 4 – a) Histograma ilustrando a proporção de espécies por subfamília de cada amostra b) Histograma ilustrando a proporção de indivíduos por subfamília....	36
FIGURA 5 – Gráfico representando a variação nas abundâncias mensais entre as amostras, com destaque para os meses do verão .....	40
FIGURA 6 – Curvas de Hill representando a diversidade das amostras com base na abundância total de abelhas .....	41
FIGURA 7 – Curvas de Hill representando a diversidade das amostras com base na abundância sem a <i>Apis mellifera</i> .....	42
FIGURA 8 – figura 8: gráficos representando as curvas de acumulação de espécies: a) baseada no número de indivíduos da área I; b) baseado no número de indivíduos da área II; c) baseado no número de amostras da área I; d) baseado no número de amostras na área II .....	43
FIGURA 9 – Gráficos representando a proporção de espécies únicas e <i>singletons</i> por área e ano de coleta: a) Proporção de espécies únicas; b) Proporção de <i>singletons</i> .....	44
FIGURA 10 – Matriz de dissimilaridade baseada no índice de Bray-Curtis: a) Considerando a abundância total; b) Considerando a abundância sem a <i>Apis mellifera</i> .....	45
FIGURA 11 – Matriz do índice e Sorensen para decomposição da beta diversidade: a) Componente de substituição; b) Componente de aninhamento.....	46
FIGURA 12 – Gráfico representando a análise NMDS entre amostras, com vetores indicando as variáveis ambientais .....	47
FIGURA 13 – Gráfico representando a análise NMDS entre amostras com base nas plantas visitadas pelas abelhas, com vetores indicando as variáveis preditoras .....	48
FIGURA 14 – Gráfico representando a variação anual de temperatura e precipitação entre 2002 e 2023 para o município de Ponta Grossa (SIMEPAR).....	49
FIGURA 15 – Gráficos apresentando modelos lineares sobre a influência dos dias sem chover na riqueza de espécies: a) Análise geral para todas as áreas; b) Análise para a área I c) Análise para a área II .....	50

## LISTA DE QUADROS

QUADRO 1 – Artigos encontrados na revisão de literatura .....	17
QUADRO 2 – Comparação entre estudos realizados em PEVV .....	25
QUADRO 3 – Resultado das análises de cobertura vegetal nas áreas amostradas. A) área I; b) área II. ....	30

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	12
1.1 JUSTIFICATIVA .....	18
<b>2. OBJETIVOS</b> .....	20
2.1. OBJETIVO GERAL.....	20
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	20
<b>3. MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	21
3.1. ÁREA DE ESTUDO .....	21
3.2 AMOSTRAGEM DAS ABELHAS.....	22
3.3 ANÁLISE DE DADOS .....	25
3.3.1 Diversidade alfa .....	25
3.3.2 Diversidade Beta.....	26
3.3.3 Dados climáticos.....	27
3.3.4 Análises de paisagem .....	28
<b>4. RESULTADOS</b> .....	31
4.1 VISÃO GERAL DAS ASSEMBLEIAS DE ABELHAS EM 2023 E 2024 .....	31
4.2 FLORA VISITADA .....	36
4.3 FENOLOGIA DAS ABELHAS .....	38
4.4 DIVERSIDADE ALFA NO TEMPO E ESPAÇO .....	40
4.5 COMPLETEDE AMOSTRAL .....	42
4.6 DIVERSIDADE BETA .....	44
4.7. EFEITO DAS VARIÁVEIS CLIMÁTICAS NA ASSEMBLÉIA DE ABELHAS .....	48
<b>5. DISCUSSÃO</b> .....	51
5.1 ASSEMBLEIA DE ABELHAS .....	51
5.2 DIVERSIDADE ALFA NO TEMPO E ESPAÇO .....	54
5.3 DIVERSIDADE BETA .....	55
5.4 FENOLOGIA E CLIMA .....	56
<b>6. CONCLUSÃO</b> .....	58
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	59
<b>APENDICE 1-LISTA DAS ESPÉCIES DE ABELHAS</b> .....	68
<b>APENDICE 2-LISTA DAS ESPÉCIES DE PLANTAS VISITADAS POR ABELHAS</b> .....	77

## 1. INTRODUÇÃO

As abelhas são dependentes do pólen e néctar para alimentação de suas larvas, sendo reconhecidas como um dos principais polinizadores de angiospermas, tanto em ambientes naturais, quanto em cultivos agrícolas (Ollerton *et al.*, 2011). A polinização é um serviço ecossistêmico que assegura um aumento de produção e qualidade em grande parte dos cultivos agrícolas existentes, sendo o seu valor econômico estimado em US\$ 195 bilhões/ano para o mundo, US\$ 12 bilhões/ano para o Brasil (Giannini *et al.*, 2015). Este forte apelo econômico tem ajudado a voltar a atenção da sociedade para esse importante grupo de insetos.

As abelhas pertencem à família Apidae, ordem Hymenoptera, somando quase 21 mil espécies para o mundo (Ascher; Pickering, 2023). No Brasil, a riqueza de abelhas é estimada em 1.965 espécies (Moure & Melo, 2022). Esses insetos surgiram há mais de 100 milhões de anos, durante o Cretáceo Inferior no supercontinente da Gondwana, possivelmente onde hoje é a América do sul (Almeida *et al.* 2023). Nessa época as linhagens da família das abelhas se diferenciaram em sete, especialmente durante o Cretáceo Médio e Superior, Andreninae, Apinae, Colletinae, Halictinae, Megachilinae, Mellitidae e Stenotritidae. No Brasil os grupos presentes estão distribuídos em cinco subfamílias, Andreninae, Apinae, Colletinae, Halictinae e Megachilinae (Almeida *et al.*, 2023; Melo; Gonçalves, 2005).

Para entender como mudanças na paisagem, como a urbanização, a fragmentação e mesmo alterações naturais afetam as populações de abelhas ao longo do tempo, é necessária a realização de coletas em diferentes intervalos de tempo. Estes estudos, chamados de monitoramentos são fundamentais para entender e controlar o declínio das abelhas (Winfrey, 2010; Lindenmayer *et al.*, 2022), uma vez que permitem perceber mudanças nas comunidades e a elaboração de estratégias de conservação (Nagamitsu *et al.*, 2024).

Estudos de monitoramentos de longo prazo caracterizam-se por análises que avaliam a dinâmica populacional de determinadas espécies ou assembleias ao longo do tempo, período este que pode variar em função do tempo de geração de cada espécie, podendo ser mais curto, ou longo. Esses estudos são conduzidos ao longo de um período mínimo de 10 anos (Lindenmayer *et al.*, 2022; Halsch *et al.*, 2021). Esse também é o intervalo mínimo de monitoramento para que as espécies de insetos sejam elegíveis à inclusão na lista de espécies ameaçadas de extinção, conforme os critérios estabelecidos pela União Internacional para Conservação da Natureza (IUCN, 2024). Como podem ocorrer flutuações naturais nas populações, é essencial que o período de monitoramento seja prolongado. Estudos demonstram que, ainda é possível notar a influência de flutuações de populações em monitoramentos de

apenas 5 anos, comprometendo a precisão na interpretação dos dados da pesquisa (Baranov *et al.*, 2020).

Monitoramentos a longo prazo são raros, principalmente devido à limitação de incentivos financeiros e ao fato de o prazo ser maior do que uma graduação ou pós-graduação ou ainda exigir um longo tempo da carreira de um pesquisador. Outra questão se refere à ausência de integração e deficiência da comunicação entre iniciativas de monitoramento, que representam obstáculos para a identificação de tendências ambientais (Lindenmayer *et al.*, 2022). Outro obstáculo para estudos desse tipo na região Neotropical e a ausência de sazonalidade climática, que permite com insetos permaneçam ativos durante o ano todo, requerendo então coletas contemplando quase o ano todo (Borchert *et al.*, 2005).

As consequências das perturbações ambientais ao longo do tempo em populações de insetos são evidentes, como mostra o monitoramento realizado em áreas agrícolas na Alemanha (Ziesche, 2024). Nesse estudo foi observado uma redução superior a 90% na biomassa de insetos voadores em um período de 24 anos. Contudo, essa diminuição não foi homogênea entre todos os grupos, já que os afídeos (Hemiptera: Sternorrhyncha), frequentemente considerados pragas agrícolas, apresentaram um aumento de abundância e um adiantamento das datas de maior abundância e emergência (Ziesche, 2024). Esses dados reforçam que a redução das populações de insetos é um reflexo das perturbações que impactam o ambiente (Cierzniak, 1995). Assim, como já foi observado em ambientes aquáticos com libélulas, que durante um período de 18 anos de monitoramento, o ambiente com algum tipo de perturbação esteve relacionado com uma diminuição no número de espécies (Dolny *et al.*, 2021).

Impactos ambientais diversos, como fragmentação ou urbanização podem levar anos para afetar uma população, por isso, o acompanhamento de uma população ao longo de anos é de extrema importância para detectar mudanças ecológicas. Entender e prever os padrões ambientais é necessário para embasar estratégias de conservação (Lindenmayer *et al.*, 2022). Em um estudo realizado ao longo de 42 anos em um riacho situado em uma reserva natural da Alemanha, em um ambiente isento de estressores e com qualidade de água classificada como boa, foi observada uma redução na riqueza e abundância de espécies, perceptível apenas a partir da segunda metade do experimento. Esse achado ressalta a importância de uma abordagem de monitoramento prolongado (Baranov *et al.*, 2020). Outro ponto negativo é que a maioria dos estudos contínuos de monitoramento não são sobre insetos no geral, e sim sobre um determinado grupo.

Antes da popularização de protocolos padronizados para coleta de insetos visando o monitoramento, era comum que a coleta de insetos fosse realizada de forma não-sistematizada

por naturalistas e depositado em coleções entomológicas ou museus. Um exemplo são as coletas realizadas pelo “Biologist Washington Club” na ilha Plummer desde 1901 (Brown; Bahr, 2008). Essas coletas, mesmo sem sistematização, possibilitaram a elaboração de listas de espécies regionais. Então, Norden (2008), analisou as coletas realizadas entre os anos 1920 e 1960, para elaborar uma lista de espécies de abelhas da ilha, e concluiu que a riqueza e abundância aumentaram ao longo dos anos. Entretanto, a ausência da padronização na metodologia de amostragem pode ter impactado a quantificação das abelhas, demonstrando a importância de um mesmo esforço amostral e sistematização de coletas.

Durante os anos 1990, diversos monitoramentos de populações de abelhas foram realizados paralelamente em alguns países na Europa (Banaszak, 1995). Essas coletas eram seriais, ou seja, havia uma pausa entre os inventários, e foram comparadas com listas de espécies do país ou registros históricos obtidos entre 1700 e 1800. Todavia, esses estudos careciam de sistematização nos métodos de coleta ou datas das amostragens, além de caracterização das áreas amostradas. Ainda, esses estudos, eram escassos e, em alguns casos, impossibilitavam uma boa comparação entre as amostras (Monsevičius, 1995). Ainda assim, em alguns países, como na Turquia, foi possível identificar reduções de populações de abelhas em regiões agrícolas, assim como, algumas possíveis extinções locais, já eram observados desde a década de 1970 (Ösbek, 1995). Em contrapartida, um dos primeiros monitoramentos de longo prazo sistematizados foi realizado em uma área de cultura agrícola da Polônia e identificou, ao longo de um período de 10 anos, um aumento em espécies de abelhas, bem como uma mudança na composição das espécies (Cierzniak, 1995). Posteriormente, outro estudo realizado também na Polônia avaliou a fauna de abelhas em áreas naturais e antropizadas 30 anos após o primeiro levantamento e (Banaszak; Ratyńska, 2014).

Monitoramentos a longo prazo sistematizados são escassos (QUADRO 1), o país com mais estudos nesta linha de pesquisa são os Estados Unidos da América (EUA), representando quatro de dez artigos publicados (40%). Dentre esses, apenas um, é de monitoramento contínuo, em que a amostragem é feita pelo menos uma vez por ano, de maneira ininterrupta ao longo de no mínimo dez anos. Este, é fruto de um programa de monitoramento que amostrou diversas áreas nos EUA, em muitas áreas diferentes, mas próximas (Kammerer et al., 2020). A falta de trabalhos que amostram a mesma área de maneira contínua é notável, visto que nenhum artigo além deste foi encontrado. Desta forma, foram aqui registrados apenas nove estudos que representam a fauna de abelhas de forma serial. O maior período analisado foi de 75 anos, também nos EUA, em um ambiente natural (Marlin; Laberge, 2001).

Além desses, destaca-se um estudo realizado no Japão que mostrou uma diminuição significativa de abelhas, tanto em termos de abundância quanto de riqueza, ao longo de algumas décadas (Nagamitsu *et al.*, 2024). Neste trabalho as abelhas foram amostradas em áreas urbanas, dentro do Jardim Botânico e do *campus* da Universidade de Hokkaido, na cidade de Sapporo com coletas a cada 10 anos. A partir de 1989 houve uma pausa de 30 anos, sendo a última entre 2018 e 2019. É interessante salientar que o primeiro inventário foi desenvolvido em 1959 (Sakagami; Fukuda, 1973) justamente pelo pioneiro na implementação de estudos de levantamento de abelhas, Shoichi F. Sakagami (1927-1996).

Para áreas naturais, destaca-se o estudo realizado no *Pinnacles National Park*, nos Estados Unidos da América, uma das áreas mais ricas em abelhas do planeta (Meiners *et al.*, 2019). Trata-se de uma área protegida estando sujeita às alterações naturais da composição das espécies ao longo do tempo. Neste trabalho foram realizadas coletas ao longo de 2011, as quais foram comparadas com amostragens realizadas anteriormente, entre 1996-1999 e em 2002, totalizando um período de 15 anos. Ao longo do estudo, os autores perceberam mudanças na composição das espécies, entretanto não houve alterações significativas na riqueza ou na abundância das abelhas.

Os inventários sistematizados de abelhas no Brasil, com protocolos padronizados de coleta, começaram na década de 1960, a partir do trabalho de Sakagami *et al.* (1967), que amostrou a fauna do aeroporto Afonso Pena, localizado em São José do Pinhas, Paraná. A sistematização dos levantamentos se mostrou importante para a comparação dos resultados com outras áreas e a longo prazo. A quantidade de inventários de abelhas começou a crescer no Brasil a partir dos anos 1990, totalizando 88 inventários até 2020 (Pereira *et al.*, 2021). Os estudos priorizaram amostragem de novas áreas, sendo que destes, apenas três levantamentos se enquadram como reamostragem de uma mesma área. Assim, apenas 3,4% desses inventários, podem ser categorizados como estudos a longo prazo, um valor consideravelmente baixo.

O estado do Paraná conta com dois estudos de longo prazo, que foram realizados em áreas urbanas. Um deles comparou uma comunidade de abelhas em São José dos Pinhais em 2004 com registros das décadas de 1960 (Sakagami *et al.*, 1967) e 1990 (Laroca, 1990) (Martins *et al.*, 2013). Em um período de 40 anos, foi possível detectar uma redução de riqueza em 30 espécies e em abundância (Martins *et al.* 2013). Já Cardoso e Gonçalves (2018) avaliaram a comunidade de abelhas em Curitiba, no campus Jardim Botânico da Universidade Federal do Paraná após 34 anos do primeiro levantamento, demonstrando novamente uma diminuição de riqueza e abundância. Ambos os estudos atribuem essa diminuição da diversidade ao aumento da urbanização ocorrido nas áreas de estudo. Além destes estudos, apenas outro estudo de longo

prazo com abelhas foi realizado no país, na Reserva do Cerrado, em Corumbataí, São Paulo. Trata-se de uma pequena reserva com 32 hectares de Cerrado em uma matriz agrícola. Este monitoramento de abelhas analisou essa área ao longo de 16 anos, e demonstrou estabilidade na diversidade e uma diferença significativa na composição das espécies, que pode ser atribuída à troca de cultura no entorno da área de estudo (Andena *et al.*, 2009).

QUADRO 1: ARTIGOS DE MONITORAMENTO DE ABELHAS EM LONGO PRAZO. TIPO DE AMOSTRA: SE REFERE À MANEIRA COM QUE O ESTUDO FOI CONDUZIDO, REFERINDO-SE AO PERÍODO DE AMOSTRAS, SENDO CONTÍNUA, OU SEJA, DE MANEIRA INETERRUPTA OU SERIAL, COM UMA PAUSA ENTRE AS AMOSTRAS. TIPO DE ÁREA: NATURAL NÃO TEM INFLUÊNCIA DO ENTORNO; CULTURA É FEITA EM ÁREAS AGRÍCOLAS; SEMI-NATURAL TEM A INFLUÊNCIA DO ENTORNO; NATURAL-A-TROPOGENICA; DIVERSO: VÁRIOS TIPOS DE ÁREAS. AUMENTO (∧); DECLÍNEO (∨); NÃO IFORMADO (-).

Referência	Local	Período total	Tipo de amostra	Tipo da área	Efeito	Método de coleta
Cierzniak, 1995	Polônia	10 anos	Serial	Cultura	∧ Espécies, mudança na composição	Rede entomológica
Marlin & Laberge, 2001	Estados Unidos da América	75 anos	Serial	Semi-natural	∨ Abundância e riqueza	Rede entomológica
Andena <i>et al.</i> , 2009	Brasil	16 anos	Serial	Natural	Mudança na composição	Rede entomológica
Smith <i>et al.</i> , 2012	Estados Unidos da América	10 anos	Serial	Natural	∧ Abundância e riqueza e mudança na composição	Rede entomológica
Martins <i>et al.</i> , 2013	Brasil	40 anos	Serial	Urbana	∨ Abundância e riqueza	Rede entomológica
Banaszak & Ratynska, 2014	Polônia	30 anos	Serial	Natural-antropogênica	Abundância e riqueza	Rede entomológica
Cardoso e Gonçalves, 2018	Brasil	38 anos	Serial	Urbana	∨ Abundância e riqueza	Rede entomológica
Meiners <i>et al.</i> , 2019	Estados Unidos da América	20 anos	Serial	Natural	Estável	Prato colorido e rede entomológica.
Kammerer <i>et al.</i> , 2020	Estados Unidos da América	14 anos	Contínuo	Diverso	-	Prato colorido
Nagamitsu <i>et al.</i> , 2023	Japão	60 anos	Serial	Urbana	∧ Abundância e riqueza	Rede entomológica

## 1.1 JUSTIFICATIVA

O Parque Estadual de Vila Velha (PEVV) conta com três estudos de levantamento de abelhas, Gonçalves e Melo (2005), Gonçalves *et al.* (2009) e a tese de Amaral-Neto (2013). O primeiro inventário foi realizado entre 2002-2003, em uma área denominada área I, onde foram registradas 181 espécies e 1.558 indivíduos. Já o segundo inventário, de Gonçalves *et al.* (2009), foi conduzido em outra área, denominada de área II. Nesse estudo observou-se uma riqueza de 117 espécies e com uma abundância de 1.452 exemplares, riqueza correspondendo a 71% da riqueza da área I. Ao comparar o resultado do inventário com outros estudos realizados em áreas de campos naturais e cerrado, os autores indicaram uma similaridade da fauna da área I com áreas caracterizadas pela presença do bioma Cerrado, enquanto a comunidade da área II é mais semelhante às áreas dos campos sulinos, pertencente ao bioma Mata Atlântica.

A tese de Amaral-Neto (2013) teve como objetivo principal estudar a relação entre as abelhas e as plantas visitadas na área II do PEVV, durante dois anos. O autor amostrou 200 espécies de abelhas em um total de 10.053 visitas as flores observadas. Este estudo concluiu que não existe muita sobreposição de nicho entre abelhas pilhadoras (que roubam recursos nas flores) e polinizadores (que efetivamente polinizam as flores), sendo que apenas 10% das interações são de pilhadores. Além disso, também foi observado que as características morfológicas das abelhas são mais relevantes do que as relações proibidas para determinar prioridades de rede de polinização.

Demonstrada a escassez de estudos de monitoramento de longo prazo, o objetivo central deste trabalho é reinventariar a fauna de abelhas do Parque Estadual de Vila Velha. Esta é uma importante unidade de conservação que engloba 3.2 mil hectares de campos naturais e formações associadas. Os campos naturais, bem como a floresta com Araucaria são formações vegetais intensamente degradadas e susceptíveis ao desaparecimento, restando menos que 5% da sua cobertura original (Iganci *et al.* 2011; Zorek *et al.* 2024). Para compreender como a comunidade de abelhas se modifica ao longo do tempo, serão comparados os resultados deste levantamento com os anteriores, realizados a 10 anos e a 20 anos atrás. busca-se entender como variou a dinâmica da comunidade de abelhas (composição e abundância) ao longo desse tempo, da mesma forma, determinar qual o papel da modificação da paisagem nessa dinâmica. Pesquisas científicas em áreas protegidas são fontes confiáveis de dados que, além de trazerem informação acerca das comunidades de cada região, servem de subsídio para pesquisas em áreas degradadas adjacentes, e até mesmo para comparar a diversidade em estudos futuros. Esses

dados ajudam a embasar estratégias para conservação e para a proteção da comunidade de abelhas, além de permitir enxergar padrões da comunidade ao longo do tempo e os efeitos de possíveis impactos ambientais nas áreas de estudo.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1. OBJETIVO GERAL**

Realizar um levantamento sistematizado das espécies da fauna de abelhas e suas fontes florais do Parque Estadual de Vila Velha (Ponta Grossa) e comparar com estudos prévios realizados na mesma área.

### **2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- Analisar a riqueza, abundância e composição da fauna de abelhas do Parque Estadual de Vila Velha.
- Analisar a fenologia e preferência floral das espécies de abelhas.
- Comparar a fauna amostrada atual com aquelas registradas anteriormente, buscando detectar alterações na riqueza, abundância ou composição de espécies.
- Contribuir para uma lista atualizada de comunidade de abelhas para o Parque Estadual de Vila Velha.

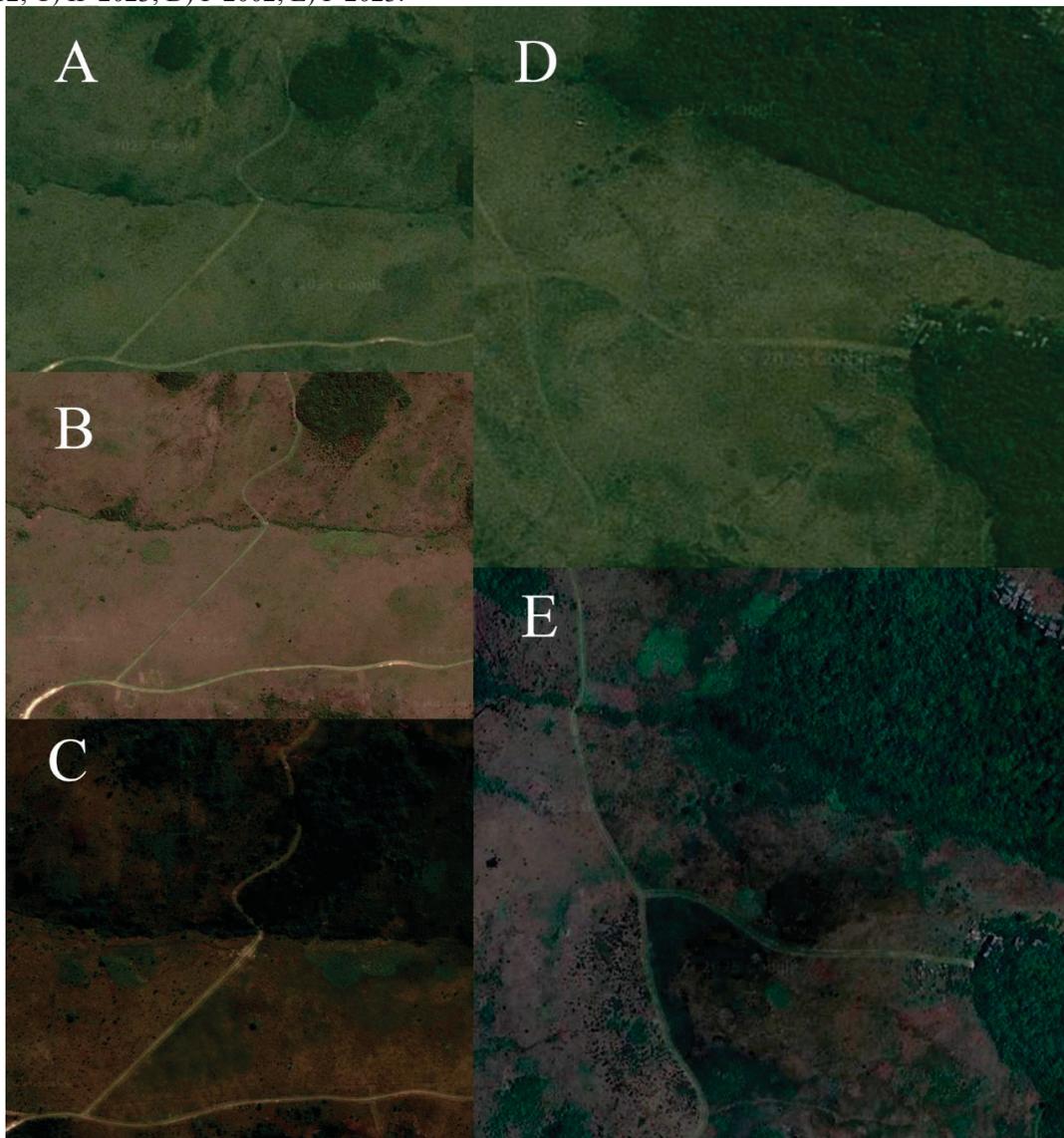
### 3. MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1. ÁREA DE ESTUDO

O Parque Estadual de Vila Velha (PEVV) está localizado no Paraná, entre as coordenadas geográficas 25°12' 34." e 25° 15' 35" Sul e 49°58' 04" e 50°03'37" Oeste e possui uma área de 3.122,00 hectares. O clima dessa região em escala Koeppen, é tipo Cfb - Clima temperado, com verão ameno, média de temperatura entre 17 e 18°C, chuvas uniformemente distribuídas, precipitação média de 1400 a 1600 mm por ano, sem estação seca e com geadas frequentes. (IAPAR 2019). A fitofisionomia do parque é composta por afloramentos de rocha, campos limpo/sujos, campos rupestres, campos úmidos, floresta de Araucária e floresta de galeria, sendo similar a composição da vegetação do Cerrado (Cervi et al., 2007).

Para permitir uma comparação adequada, as abelhas foram coletadas em duas áreas, que já haviam sido previamente amostradas em 2002-2004 (Área I e II) e 2011-2013 (Área II) (FIGURA 1) (Gonçalves & Melo, 2005; Gonçalves et al., 2009; Amaral-Neto 2013). A Área I está inserida entre as coordenadas 25°12' 34" e 25°15'35" Sul e 49°58' 04" e 50°03'37" Oeste, perto de uma região denominada de Fortaleza. A vegetação dessa área é composta por campos margeando um capão de Floresta de Araucária e por um aceiro que é podado periodicamente. A Área II está localizada entre as coordenadas 25°14'13" e 25°14'17,1" Sul e 49°59'57" e 49°59'58" Oeste, sendo composta predominantemente por campo arbustivo. Esta área tem influência de um pequeno capão florestal, e de um corpo d'água e incluiu também um aceiro. Para consolidar as seis amostras, foram realizadas duas novas amostragens somadas as quatro amostras correspondentes aos estudos anteriores (2002, 2003, 2011, 2012, 2023 e 2024). Para fazer referência a cada amostra, foram utilizados códigos compostos pela área de coleta (I ou II) e o ano inicial amostrado, resultado em amostras I\_2002, II\_2003, II\_2011, II\_2012, I\_2023 e I\_2023.

FIGURA 1: IMAGENS DAS ÁREAS DE COLETAS AO LONGO DOS ANOS: A) II\_2003; B) II\_2011 E II\_2012; C) II\_2023; D) I 2002; E) I 2023.



### 3.2 AMOSTRAGEM DAS ABELHAS

As coletas ativas com o auxílio de redes entomológicas foram realizadas por dois coletores experientes entre agosto de 2023 a maio de 2024. Cada área foi amostrada uma vez ao mês ao longo de um dia (9h00 às 16h00 horas) totalizando 20 dias amostrais e entre 6h a 7h por dia. As coletas foram feitas por meio de percursos aleatórios dentro das áreas à procura de abelhas em visita as flores (Sakagami, 1967). A fim de garantir uma maior distribuição de coletas pelas áreas, a área II foi dividida em quatro subáreas, “A”, “B”, “C” e “D”, seguindo Gonçalves et al. (2009). Cada subárea foi percorrida por cerca de uma hora pela manhã e 45 minutos à tarde. A subárea B foi a que apresentou maiores mudanças em termos de vegetação

ao longo das duas décadas de monitoramento, onde a cobertura florestal existente se tornou mais densa e maior em área, tornando-a inacessível para a coleta de abelhas em diversos pontos. Por meio de imagens históricas de satélite, obtidas pelo programa Google Earth, foi possível observar que essa mudança ocorreu entre 2017 e 2024 (FIGURA 1). Esta subárea (B) não foi amostrada no presente estudo.

As abelhas foram capturadas e sacrificadas em campo com frascos contendo acetato de etila. Devido à grande abundância e à facilidade de identificação, os exemplares de *Apis mellifera* Linnaeus, 1758 foram apenas quantificados em campo, estimando-se o número de abelhas que seriam capturadas com o uso da rede entomológica (seguindo Gonçalves & Melo 2005). As plantas visitadas foram fotografadas, coletadas e armazenadas em exsiccatas. Para a identificação futura foi colocado um código PLn° em cada uma. As plantas das coletas atuais foram identificadas junto ao Museu Botânico Municipal de Curitiba, e os nomes das plantas de todas as amostragens foram padronizadas de acordo com a base do Flora e Funga do Brasil, Jardim Botânico do Rio de Janeiro (Flora do Brasil 2004).

Após as coletas, os exemplares foram acondicionados em envelopes e devidamente rotulados com relação ao turno de coleta (manhã ou tarde) e à área de coleta/subárea. Em laboratório, no dia seguinte ao campo, esses indivíduos foram alfinetados, etiquetados e identificados com o auxílio de um microscópio estereoscópico. Para a identificação das espécies foram utilizados estudos de revisão taxonômica dos seus respectivos gêneros e subgêneros (Urban, 1973, Cure, 1989, Roig-Alsina & Rozen, 1994, Urban, 1998, Janjic & Packer, 2003, Coelho, 2004, Urban, 2005, Gonçalves & Melo, 2006, Urban, 2007, Almeida, 2008, Ramos & Melo, 2010, Marchi & Alves-Dos-Santos, 2013, Vivallo & Vélez, 2016, Celis & Cure, 2017, Ferrari, 2019, Lepeco & Gonçalves, 2020A, Lepeco & Gonçalves, 2020B, Gonçalves, 2021). Os indivíduos que não possuem revisão taxonômica foram comparados com exemplares de outras coletas, os quais haviam sido devidamente identificados a partir de materiais provenientes da coleção Entomológica Pe. Jesus Santiago Moure (DZUP). O material foi depositado na Coleção Entomológica Pe. Jesus Santiago Moure e as plantas no Herbário da Universidade Federal do Paraná (UPCB).

Abelhas amostradas por Gonçalves, 2002 a 2004 correspondendo a duas amostras (I\_2002 e II\_2003) e os dados de Amaral-Neto (amostras II\_2011 e II\_2012) foram revisitadas para novas identificações, atualizações dos nomes das espécies, e para padronização das morfoespécies. Sendo assim, os números de espécies e de indivíduos apresentados aqui não são iguais àqueles dos trabalhos originais. Para equilibrar e aumentar as amostras, os dados de Amaral-Neto, que correspondem a dois anos completos de amostragem, foram divididos

proporcionalmente, de agosto 2011 a agosto de 2012, assim como de setembro de 2012 a agosto de 2013, correspondendo, portanto, a duas amostras. Amaral-Neto (2014) realizou amostras quinzenais somando 40 amostras, proporcionalmente 20 a cada ano, um valor compatível com as outras amostras que foram de em torno de 10 a cada ano, mas com dois coletores. O número de indivíduos e espécies amostradas pelo autor são comparáveis com os valores obtidos nas outras quatro amostras. Sendo assim, os dados das seis amostras foram considerados comparáveis, apesar de certa heterogeneidade entre os coletores, números de horas e periodicidade.

Todos os dados foram organizados em um banco de dados no programa Excel, contendo todas as coletas, com colunas específicas que incluem, respectivamente: a coleção fenológica, que se refere aos dados de Gonçalves, Amaral-Neto e Pundek; o código DZUP, que corresponde às etiquetas de identificação de cada exemplar; informações taxonômicas, de Ordem, Família, Subfamília, Tribo, Subtribo, Gênero, Subgênero, Epíteto e Espécie de abelha; nome do autor que descreveu as espécies, o sexo (macho ou fêmea), coletores responsáveis, assim como detalhes geográficos como País, Estado, Município, Localidade, Altitude, Latitude, Longitude,; Dia, Mês, Ano, Data e Período de coleta. Adicionalmente, as colunas também registram informações botânicas, como Família Botânica, Gênero Botânico, Registro Floral, R\_Plantas (com a nomenclatura adequada para a programação do R), Autor da espécie botânica, Espécie-planta e a pessoa responsável pela identificação. Com essas informações, foi gerada uma lista de espécies para a área de Vila Velha.

QUADRO 2: COMPARAÇÃO ENTRE ESTUDOS REALIZADOS NO PEVV

Referência	Localidade	Coordenadas	Ano	Periodicidade	Nº de coletas	Horas/Coletor	Indivíduos	Espécies
Gonçalves e Melo (2005)	Área I	-25.2313, -49.9932	2002-2003	mensal	10	77	1.558	173
Gonçalves et al. (2009)	Área II	-25.2378, -49.9988	2003-2004	mensal	9	57	1.452	117
Amaral-Neto (2015)	Área II	-25.2378, -49.9988	2011-2012	quinzenal (2-3 dias por coleta)	12	?	1.230	135
Amaral-Neto (2015)	Área II	-25.2378, -49.9988	2012-2013	quinzenal (2-3 dias por coleta)	11	?	1.443	156
Pundek (2025)	Área I	-25.2313, -49.9932	2023-2024	mensal	10	58	1.430	144
Pundek (2025)	Área II	25.2378, -49.9988	2023-2024	mensal	10	65	1.400	132

### 3.3 ANÁLISE DE DADOS

Todas as análises de diversidade alfa, diversidade beta, sazonalidade e análises climáticas foram elaboradas utilizando o programa R (R Core Team, 2023) através do R Studio (RStudio Team, 2020) e pacotes citados no texto.

#### 3.3.1 Diversidade alfa

O pacote *vegan* (Oksanen *et al.*, 2025) foi utilizado com a função *specnumber* para se obter a riqueza das áreas amostrais. Utilizou-se o diagrama de Venn para representar de maneira visual o número de espécies compartilhadas e exclusivas de cada área, para isso foi utilizado o pacote *VennDiagram* (Chen; Boutros, 2011). Para as outras ilustrações em forma de gráficos dos outros resultados foram utilizadas os programas *ggplot2* (Wickham, 2016), *dplyr* (Wickham *et al.*, 2023) usado para manipulação dos dados, *tidyr* (Wickham *et al.*, 2024) para a

transformação dos dados e *gridExtra* (Auguie, 2022) para organizar e exibir os dois gráficos lado a lado com a função *grid.arrange*.

Para comparar as medidas de diversidade entre as amostras do PEVV utilizaram-se as curvas de Hill, que permitem analisar dados de várias comunidades de maneira padronizada, com diferentes importâncias atribuídas às espécies raras ou abundantes. Esses números preservam ambas as naturezas da diversidade: riqueza e abundância. O “q” define a particularidade dos números de Hill: quando “q” é igual a zero, a análise se refere apenas à riqueza de espécies, sem comparar as abundâncias; quando  $q=1$ , a análise representa o índice de diversidade de Shannon, que pesa mais os valores da abundância, sendo neste caso mais sensível à espécies raras; quando  $q=2$ , a análise corresponde ao índice de Simpson, que mede a probabilidade de, ao acaso, serem retirados dois indivíduos da mesma espécie do ambiente, sendo este inversamente proporcional à riqueza de espécies, sendo ainda mais sensíveis a espécies comuns (Da Silva et al., 2022; Gotelli, 2013).

Os cálculos para esta análise foram aplicados a partir do pacote *inext* (HSIEH et al., 2016) que permite representar esses valores com curvas de rarefação e extrapolação, com intervalos de segurança de 95% baseados nos três parâmetros de “q”. A extrapolação dos dados foi feita tendo como ponto final o dobro da menor abundância das amostras, o equivalente a 2.400. As curvas foram geradas para cada área de coleta, por cada ano de coleta, totalizando seis curvas. As assembleias foram calculadas com e sem a presença da espécie exótica *A. mellifera*, devido ao fato desta representar metade da sua abundância nas amostras de Amaral-Neto (2012\_II e 2013\_II). Isso possivelmente ocorreu devido à falta de um registro com a contagem de indivíduos dessas espécies.

Para analisar se o aumento no esforço de coleta ainda resultaria em novas espécies coletadas, foi gerada uma curva de acumulação de espécies, tanto em função dos dias amostrados quanto em função dos indivíduos coletados. Os dados foram organizados separadamente para as áreas I e II, com as espécies representadas pelas colunas em uma planilha de formato *.csv*. Para isso, foi utilizada a função *specaccum* com a metodologia de rarefação do pacote *vegan*. Esta análise inclui o número de riqueza acumulada, número de amostragens e o desvio padrão. O pacote *ggplot2* foi utilizado para plotar os gráficos, e o pacote *gridExtra* para organizá-los em uma prancha.

### 3.3.2 Diversidade Beta

Para avaliar o quão diferentes são as amostras em termos de composição de espécies, foram realizadas análises de dissimilaridade com o auxílio do pacote *vegan* com a função *vegdist* para calcular as matrizes. O método de distância escolhido foi o de Bray-Curtis, que é usado geralmente para variáveis contínuas e numéricas (Gotelli & Ellison, 2013). O resultado é um valor entre zero e um, o qual representa o quanto as comunidades são diferentes, ou seja, quando mais próximo a um, mais diferente é essa assembleia. Para complementar essa análise, também foi utilizado o índice de Sørensen ( $\beta_{sor}$ ), a fim de compreender a variação entre as comunidades e a troca de espécies entre os ambientes. Para essa análise, utilizou-se o pacote *betapart* (Baselga; Orme, 2012) testando-se a relação entre as áreas com funções  $\beta_{sim}$  e  $\beta_{sne}$ . Os resultados são gerados a partir de matrizes, aqui representadas por gráficos de calor.

Para investigar padrões de similaridade entre as amostras de dados, foi utilizada a análise de escalonamento não métrico multidimensional (NMDs). Após as distâncias serem calculadas, o NMDs representa as distâncias entre as amostras em um espaço de dimensões reduzidas, de forma que as distâncias entre as amostras reflitam suas dissimilaridades originais, utilizando a função *metaMDS* do pacote *vegan*. Para medir a confiabilidade do escalonamento, utilizou-se o “stress”, o qual foi menor do que 0,1, indicando um bom ajuste dos dados e uma ótima representação das relações ilustradas no gráfico com os dados da matriz. Para agregar esta análise, foram incluídos fatores ambientais, através da função *envifit* para gerar vetores que indicam a direção e magnitude das relações entre as variáveis ambientais. Foram utilizados o ano de amostragem (tempo), área amostral (espaço) e cobertura de campo em um raio de 200 metros.

Para a contagem e análise dos *singletons*, ou seja, espécies com um único indivíduo nas amostras, foram elaborados gráficos de proporção em relação ao total de espécies por área. Foram calculadas as proporções de *singletons* por amostra, os quais foram plotados em um gráfico de barras a partir do *ggplot2*. Para a contagem das espécies únicas, somaram-se os valores das linhas das matrizes, selecionaram-se aqueles com valor igual a um e, calculou-se a porcentagem em relação ao total de espécie. Por fim, foi elaborado um segundo gráfico para representar essas informações.

### 3.3.3 Dados climáticos

Para as análises ambientais, foram utilizados os dados climáticos do Simepar com temperatura máxima, média, mínima, assim como valores de precipitação anuais acumulados e diários das épocas das coletas. Apenas os dados diários para as amostragens I\_2002, II\_2003,

I\_2023 e II\_2023 foram analisados, visto que se tratava de coletas mensais realizadas em apenas um dia. Em contraponto, as amostragens de Amaral-Neto (II\_2011 e II\_2012) foram realizadas em dois a quatro dias dificultando essa abordagem da análise diária. Portanto, as amostras aqui analisadas são consideradas cada evento de coleta. Visto isso, foram realizados testes de regressão linear para entender como as variáveis climáticas afetam a riqueza e abundância de espécies no PEVV. Os dados foram organizados em uma tabela no Excel com as variáveis climáticas.

A Regressão Linear é um modelo estatístico que busca analisar as relações entre variáveis e testar como uma resposta é influenciada por determinadas variáveis preditoras, obedecendo uma equação linear. Para que seja possível utilizar essa metodologia, os dados precisam estar distribuídos de maneira normal. A verificação de distribuição dos dados foi realizada por meio da função *shapiro.test*. Em seguida, foi verificada a heterocedasticidade e homocedasticidade das variáveis para determinar se elas se encaixam em um modelo linear, utilizando o teste Breush-Pagan. Após, foi realizado com o auxílio do pacote *nlme* (Pinheiro *et al.*, 2021) para as regressões lineares. O resultado deste teste foi  $p < 0,05$ , o qual indica que há heterocedasticidade nos dados e estes precisam de ajustes, como por exemplo a aplicação de transformação nos dados.

Esse modelo, relaciona a resposta com os preditores através de uma função de ligação. As variáveis dependentes são as respostas que dependem do estímulo da variável que é independente, ou preditora. As variáveis independentes utilizadas nas regressões foram a abundância total, abundância sem *A. mellifera* e abundância apenas da *A. mellifera*. Já as variáveis climáticas, representando as variáveis independentes foram precipitação mensal, temperatura máxima, temperatura média, temperatura mínima, último dia de chuva e a ocorrência de chuva um dia antes da coleta.

### 3.3.4 Análises de paisagem

A obtenção da imagem do satélite Landsat 8-9 OLI/TIRS C2 L2 (Landsat Collection 2 Level-2), da área do Parque (Path: 221; Row: 77), foi por meio do site USGS (<https://earthexplorer.usgs.gov>). Foi obtida a fotografia aérea de 2023 com a menor quantidade de nuvens, o qual foi verificado a partir do “Land Cloud Cover”. O ID da imagem utilizada para este estudo, que se refere à data em que a fotografia foi tirada pelo satélite, é LC09\_L2SP\_221077\_20231106\_20231107\_02\_T1. Foram baixadas as Bandas 5 (SR\_B5), 6 (SR\_B6) e 7 (SR\_B7). Para delimitar as mudanças de vegetação na paisagem foi realizada a

classificação do uso do solo do PEVV utilizando-se o software QGIS. Por meio do complemento *Dzetsaka* do QGIS, utilizando o parâmetro “Random Forest”, a fotografia aérea atual (2023) foi classificada com os tipos de uso do solo (área florestal ou área campestre). Para a obtenção das imagens da cobertura do solo das duas décadas anteriores, a imagem de 2023 foi editada a partir do complemento *Serval* do QGIS, sendo utilizadas as imagens históricas do Google Earth dos respectivos anos como pano de fundo do QGIS (as quais foram georreferenciadas para poderem ser inseridas no programa).

O Sistema de referência de coordenadas (SRC) utilizado para todos os arquivos gerados ao longo do procedimento foi o EPSG:31982 - SIRGAS 2000 / UTM zone 22SDessa forma, foram criados arquivos com o uso do solo da década de 2000, de 2010 e de 2020. As imagens utilizadas foram de 2004, 2013 e 2021, pois apresentaram qualidade superior e não possuíam nuvens no céu. Para a delimitação dos buffers de 250m, 500m, 750m e 1km, a partir do ponto central de coleta das áreas I e II, criou-se uma camada shapefile no QGIS, por meio do plug-in MMQGIS. Este, então foi migrado para o programa Fragstats para a obtenção dos valores de uso do solo propriamente ditos: proporção de cobertura florestal, proporção de cobertura de campo e índice de Shannon da paisagem (SHDI). Esses arquivos permitiram uma análise detalhada das mudanças na vegetação durante o período amostrado.

A partir da análise de composição de vegetação, constatou-se que houve um aumento da porcentagem de área florestal, e por consequência uma diminuição na área de campo. Essa mudança acelerou a partir do ano de 2017, desta forma, foi possível perceber que a maior mudança ocorreu depois de 2013 (QUADRO 3). Os valores de 200 metros foram utilizados para as o *biplot* do NMDS.

QUADRO 3: RESULTADO DAS ANÁLISES DE COBERTURA VEGETAL NAS ÁREAS AMOSTRADAS ÁREA I E ÁREA II.

Área I					
% Campo	200m	250m	500m	750m	1000m
2004	77,54	76,15	57,75	53,53	62,60
2013	76,81	75,69	56,57	51,88	60,98
2021	76,81	75,23	55,40	47,71	55,74
% Floresta	200m	250m	500m	750m	1000m
2004	22,46	23,85	42,25	46,47	37,40
2013	23,19	24,31	43,43	48,12	39,02
2021	23,19	24,77	44,60	52,29	44,26
SHDI	200m	250m	500m	750m	1000m
2004	0,53	0,55	0,68	0,69	0,66
2013	0,54	0,55	0,68	0,69	0,67
2021	0,54	0,56	0,69	0,69	0,69

Área II					
% Campo	200m	250m	500m	750m	1000m
2004	95,65	94,88	88,41	84,77	83,74
2013	91,30	91,16	86,79	83,90	83,01
2021	69,57	74,42	75,20	72,12	73,91
% Floresta	200m	250m	500m	750m	1000m
2004	4,35	5,12	11,59	15,23	16,26
2013	8,70	8,84	13,21	16,10	16,99
2021	30,43	25,58	24,80	27,88	26,09
SHDI	200m	250m	500m	750m	1000m
2004	0,18	0,20	0,36	0,43	0,44
2013	0,30	0,30	0,39	0,44	0,46
2021	0,61	0,57	0,56	0,59	0,57

## 4.RESULTADOS

### 4.1 VISÃO GERAL DAS ASSEMBLEIAS DE ABELHAS EM 2023 E 2024

A assembleia total de abelhas do PEVV em 2023 e 2024 foi de 2.830 exemplares, sendo 904 destas operárias da abelha invasora *A. mellifera*. A riqueza total foi de 193 espécies e destas, 54 não puderam ser identificadas ao nível de espécie, sendo classificadas como morfoespécies devido à falta de revisões taxonômicas (APENDICE 1). Os gêneros com mais morfoespécies foram *Dialictus* (16) e *Augochloropsis* (7) respectivamente. Do total, 2.259 (80,6%) são fêmeas e 545 (19,4%) machos. Excluindo as operárias de *A. mellifera*, o número total de fêmeas foi de 1.349 (71%).

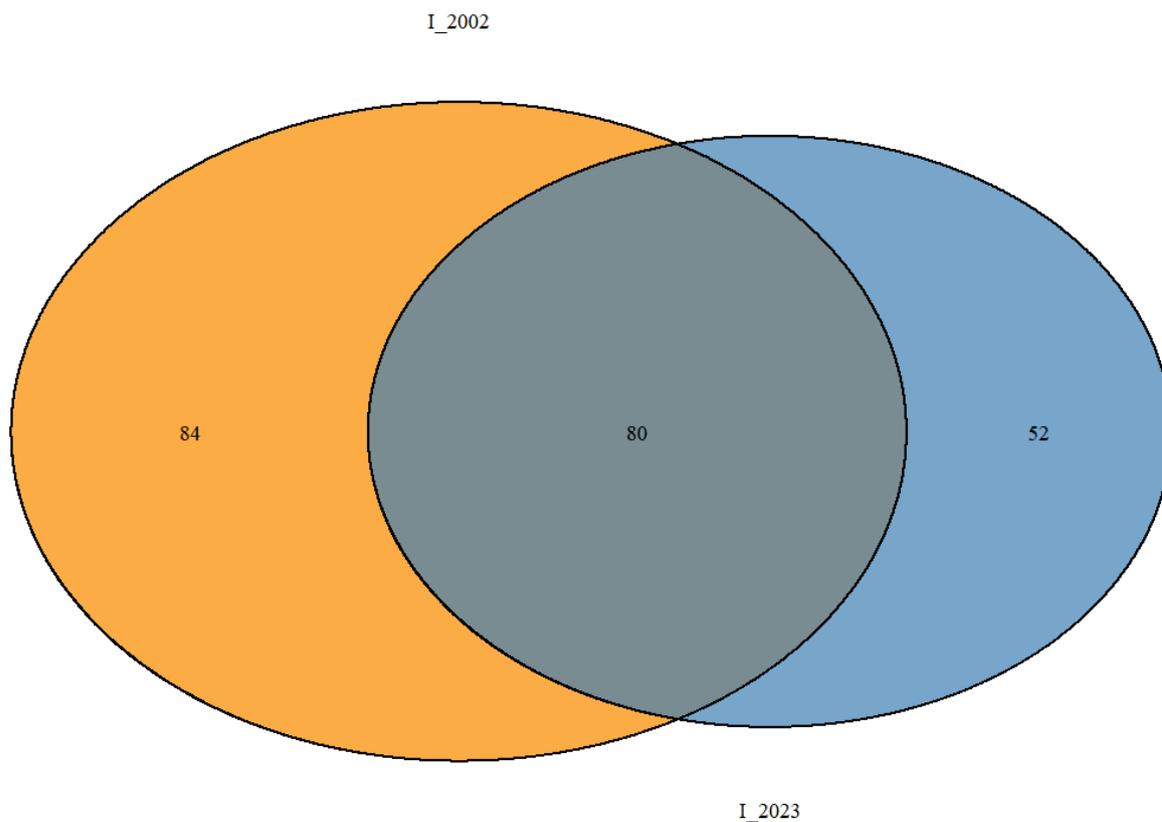
Na área I (I\_2023), observou-se uma riqueza de 144 espécies e uma abundância de 1.430 indivíduos. A subfamília mais rica da área é Apinae, com 48 espécies, seguida por Halictinae (47), Megachilinae (29), Andreninae (14) e Colletinae (7) (FIGURA 4). Os gêneros mais ricos foram *Megachile* (17), *Dialictus* (12), *Ceratina* (10) e *Augochloropsis* (10). Com relação à abundância, Apinae apresentou o maior número de indivíduos (670), em seguida, Halictinae (539), Andreninae (124), Megachilinae (62) e Colletinae (24). As espécies com maior abundância foram *Apis mellifera*, com 379 indivíduos, *Ceratalictus clonius* Brèthes, 1909, com 126, *Augochloropsis sparsilis* Vachal, 1903, com 80, e *Ceratina (Neoclavicera) asunciana* Strand, 1910 com 71, *Ceratina (Crewella) asuncionis* Strand, 1910, com 47, *Dialictus micheneri* Moure, 1956, com 45, *Callonychium petuniae* Cure & Wittmann, 1990, com 43, *Thectochlora basiatra* Strand, 1910, com 42 *Augochlora daphnis* Smith, 1853, com 33 e *Plebeia emerina* Friese, 1900, com 32. Destaca-se um novo registro que foi coletado somente nesta amostragem, *Habralictus callichroma* Cockerell, 1901, com sete indivíduos.

Na área II (II\_2023), o total da riqueza obtida foi de 132 espécies, e a abundância foi de 1.400 indivíduos. A subfamília mais rica foi Halictinae, com 48 espécies, seguida por Apinae (45), Megachilinae (20), Andreninae (12) e, com menor número de espécies, Colletinae, com apenas seis espécies (FIGURA 4). Os gêneros mais abundantes foram *Augochloropsis* (13), *Dialictus* (12), *Ceratina* (7) e *Megachile* (7). Em ordem decrescente de abundância, em primeiro lugar ficou Apinae (867 indivíduos), seguida por Halictinae (385), Andreninae (69), Megachilinae (53) e Colletinae (12). As espécies que tiveram maior abundância foram *A. mellifera* com 531, *Ceratina (Neoclavicera) asunciana* com 58, *Ceratalictus clonius* e *Ceratina (Crewella) asuncionis*, ambos com 46 indivíduos, *Trigona snipes* com 35 e *Tapinotaspoides serraticornis* Friese, 1899 com 30 indivíduos. Destaca-se *Brachynomada*

*bigibbosa* Friese, 1908, com um indivíduo e *Niltonia* sp. que foram coletados pela primeira vez na amostra do estudo.

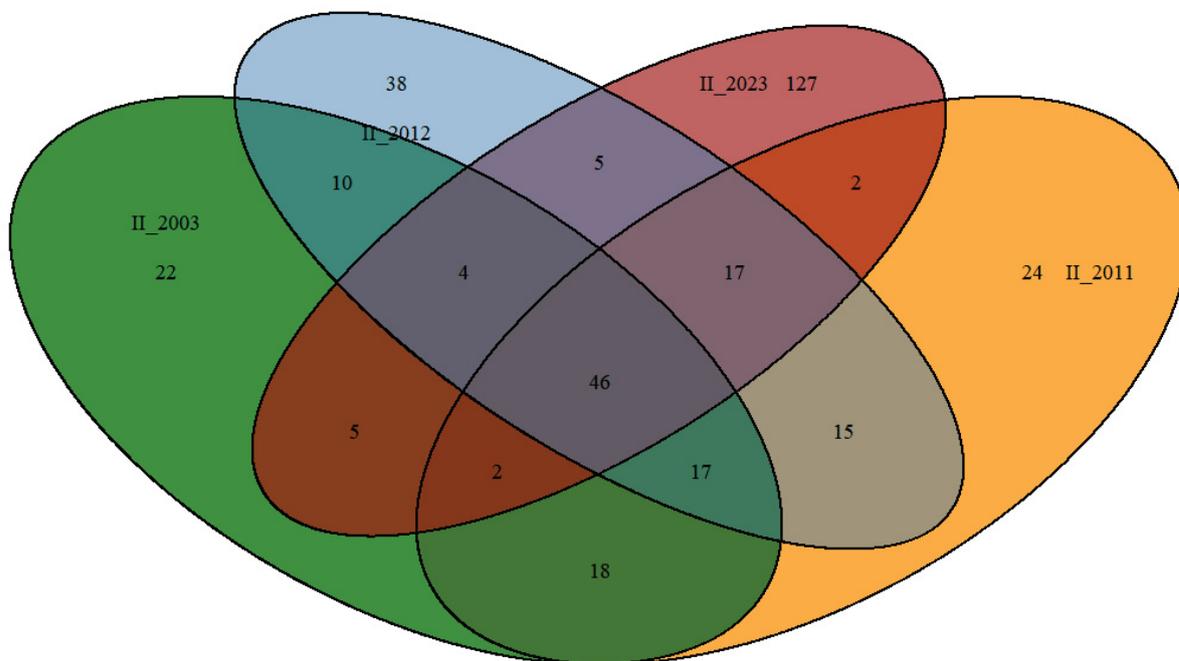
Considerando todos os estudos, a área I foi amostrada duas vezes (FIGURA 2), uma em 2002 e uma em 2023. A amostra mais antiga (I\_2002), foi também a mais rica de todas, com um total de 173 espécies, 26 espécies a mais do que no ano de 2023. Dessas espécies, 82 foram exclusivamente coletadas no ano de 2002 e 56 foram exclusivas de 2023. Em termos de abundância, destaca-se a espécie *Ceratalictus clonius*, que teve um aumento de indivíduos de 4,7 vezes em 2023, sendo também, o ano mais abundante da espécie. Outra espécie que chamou atenção com relação a mudança na abundância foi *Dialictus* sp.21 com 51 indivíduos amostrados em 2002 e nenhum em 2023. Esta espécie só foi registrada novamente na área II\_2012, com apenas dois indivíduos. Além dessas, duas espécies muito comuns, *Bombus morio* e *B. pauloensis* chamaram a atenção pela diminuição em sua abundância, que era elevada na primeira amostra, de 24 para um indivíduo e, de 104 para três indivíduos, respectivamente.

FIGURA 2: DIAGRAMA DE VENN REPRESENTANDO AS ESPÉCIES EXCLUSIVAS E COMPARTILHADAS ENTRE AS DUAS AMOSTRAS DA ÁREA I.



As amostragens nas áreas II foram feitas em 2003, 2011, 2012 e 2023. A coleta mais antiga, em 2003, foi a menos rica, com 117 espécies. É importante contextualizar que a amostra II\_2003 é composta de apenas nove dias de coleta, comparado às amostras posteriores. No total, em 2011 foram coletadas 135 espécies e o ano com o maior número de espécies foi 2012, 156 espécies, finalizando com 132 espécies em 2023. Comparando 2003 com 2023 houve um acréscimo de 26 espécies de abelhas. Em relação à *C. asuncionis*, sua abundância foi de quatro em 2004, para 46 em 2023, tendo como pico 71 exemplares registrados em 2012. Em 2023, *B. morio* e *B. pauloensis*, cujas médias variavam em torno de 70 indivíduos, caíram para dois e sete indivíduos respectivamente em 2023. Já a *Xylocopa (Neoxylocopa) augusti* Lepeletier, 1841, não foi coletada em 2023, apesar de ter sido coletada anteriormente.

FIGURA 3: DIAGRAMA DE VENN REPRESENTANDO AS ESPÉCIES EXCLUSIVAS E COMPARTILHADAS ENTRE AS QUATRO AMOSTRAS DA ÁREA II.



Considerando o total de amostras, Apinae foi a subfamília mais rica, com 121 espécies e 4.950 indivíduos, sendo que metade dos espécimes pertence a *A. mellifera* totalizando 2.223 exemplares (FIGURA 4). Outras abelhas abundantes, foram *C. asunciana* com 306 exemplares, *C. asuncionis* com 259 indivíduos, ainda, *B. pauloensis* e *Bombus morio* ambos com 242 indivíduos, e a *Trigona spinipes* com 239 exemplares. A tribo mais abundante foi Xylocopini com 932 indivíduos. No total, foram amostradas 17 tribos, sendo Eucerini a mais rica com 19 espécies, seguida por Tapinotaspidini, com 18 espécies, e Meliponini com sete espécies. Algumas tribos, foram caracterizadas por terem apenas uma espécie como Isepeolini e Apini. Por fim, outra espécie que chamou atenção pelo declínio na abundância foi *anthophora*

A subfamília Halictinae é a segunda mais rica, com 93 espécies e 2.438 indivíduos. As espécies mais abundantes foram *Ceratalictus clonius* (265 indivíduos), *Dialictus rostratus* Moure, 1947 (158), *Augochloropsis sparsilis* com 138. Os gêneros com os maiores números de espécies foram *Dialictus* e *Augochloropsis*. Destaca-se também *Paroxystoglossa jocasta* Schrottky, 1910 que apresentou uma redução de número de indivíduos, passando de 29 para apenas dois em 2023 na área II. Por outro lado, *Rhinocorynura crotonis* Ducke, 1906, que não

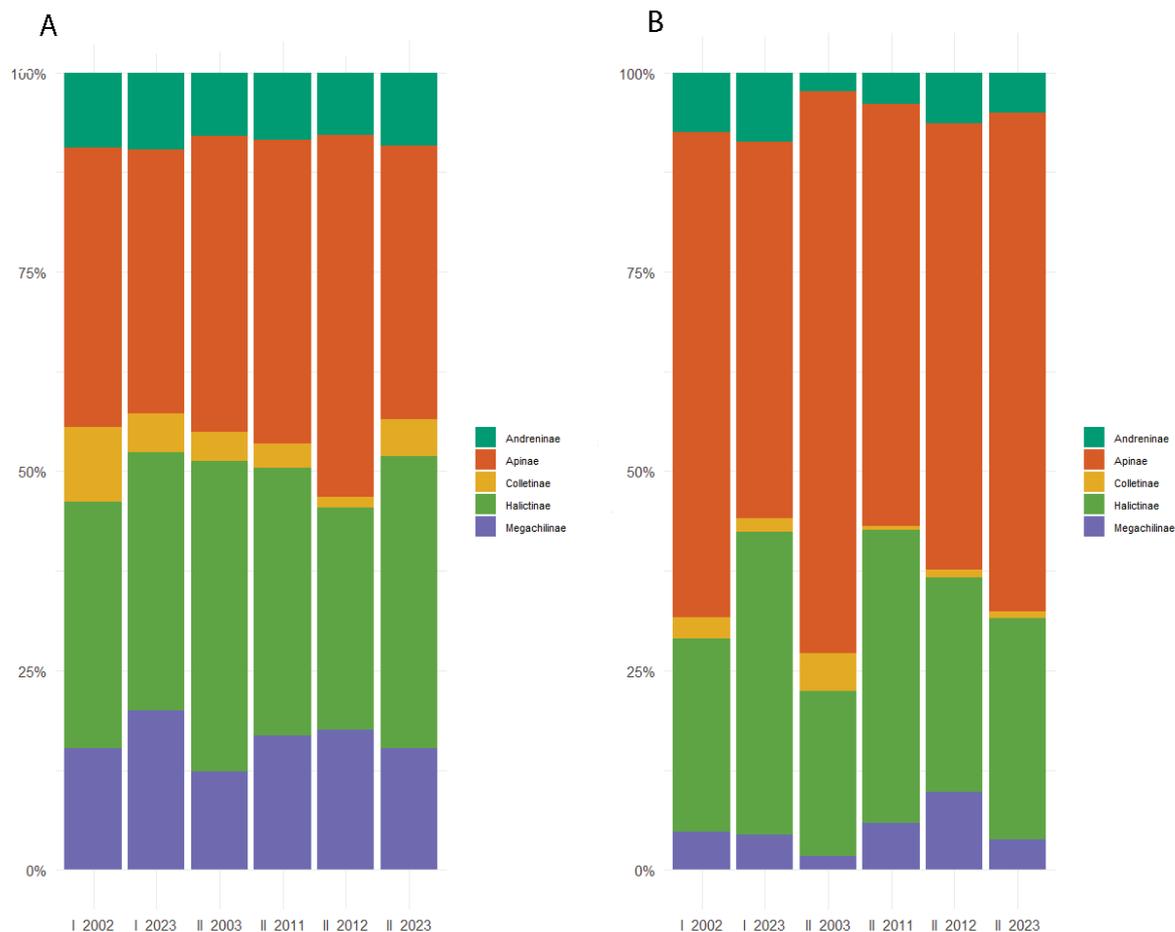
havia sido coletada anteriormente, teve seu primeiro registro em 2023. Com relação às tribos, duas foram representadas nas amostras, sendo Augochlorini a mais rica e Halictini a mais abundante.

Sobre a subfamília Megachilinae, a terceira mais rica, foram registradas 64 espécies, que totalizaram 428 exemplares. As espécies com o maior número de indivíduos foram *Megachile (Pseudocentron) terrestris* Schrottky, 1902, com 48 exemplares, *Megachile (Leptorachis) aureiventris* Schrottky, 1902, com 37. Das duas tribos que foram amostradas, a mais rica foi Megachilini, com 50 espécies, sendo também a que apresentou o maior número de indivíduos.

Andreninae foi representada por 29 espécies, totalizando 484 indivíduos. O gênero mais rico foi *Anthrenoides* com 12 espécies, enquanto *Psaenythia annulata* Gerstaecker, 1868, foi a espécie mais abundante. Das três tribos representadas Calliopsini, Oxaeini e a mais rica que foi Protandrenini, com 26 espécies. Destaca-se a espécie *Oxaea flavescens* Klug, 1807 que não foi registrada nas amostras mais recentes (2023).

Já Colletinae foi a subfamília com o menor número de espécies nas amostras, com apenas 22 espécies, e 163 indivíduos. Estes, são representantes de cinco tribos, sendo elas, Colletini, Hylaeini, Neopasiphaeini, Xeromelissini, sendo Hylaeini a mais rica entre elas. Destaca-se *Hexanthes missionica* Ogloblin, 1948 como a espécie mais abundante e *Niltonia* sp. como primeira ocorrência no PEVV.

FIGURA 4: A) HISTOGRAMA ILUSTRANDO A PROPORÇÃO DE ESPÉCIES POR SUBFAMÍLIA DE CADA AMOSTRA B) HISTOGRAMA ILUSTRANDO A PROPORÇÃO DE INDIVÍDUOS POR SUBFAMÍLIA.



## 4.2 FLORA VISITADA

Durante o período de coletas de 2023-2024 foram registradas 31 famílias botânicas visitadas por abelhas, com um total de 2.675 interações. Dentre essas, o total de espécies botânicas que foram visitadas por abelhas foi de 140, considerando as duas áreas amostradas (APENDICE 2). A família com o maior número de visitas foi a Asteraceae, com 57 espécies, seguida por Fabaceae com 14, e Rubiaceae com sete. Das demais, 28 famílias botânicas registraram menos de sete espécies coletadas. A família com o maior número de visitas foi a Asteraceae, que acumulou 1.330, das quais 641 foram feitas por *A. mellifera*, representando 58% do total de visitas a essa família, o gênero *Baccharis* acumulou 341 sendo o gênero com mais visitas. A segunda família mais visitada foi Apiaceae, representada por um único gênero, *Eryngium*, que acumulou 272 visitas. A espécie mais visitada desse gênero foi o *Eryngium junceum* Cham & Schltdl, o qual recebeu 229 visitas.

A área I, em 2023, registrou um total de 1.362 plantas visitadas, que fazem parte de 27 famílias e 98 espécies de plantas. A família mais rica foi Asteraceae, com 45, seguida por Fabaceae com nove espécies. As famílias com mais visitas foram Asteraceae, com 605 interações, Arecaceae com 220 espécies que também contou com a espécie mais visitada, *Allagoptera campestris* (Mart.) Kuntze com 106 interações e Apiaceae com 147 flores visitadas. Ainda, 36 espécies foram exclusivas da área I no ano de 2023 e 62 espécies foram compartilhadas com a área II. Assim como, sete famílias que foram exclusivas da área I: Bromeliaceae, Campanulaceae, Commelinaceae, Myrtaceae, Passifloraceae, Salicaceae e Scrophulariaceae.

Na área II, em 2023, foram registradas 104 espécies de plantas, que acumularam 1.313 visitas de abelhas, distribuídas em 29 famílias. A famílias com maior riqueza de espécies foi Asteraceae, com 44, seguida por Fabaceae, com 8 espécies. As famílias mais visitadas foram Asteraceae, com 725 visitas e Apiaceae, com 432 visitas, representadas por apenas um gênero, *Eryngium*, que foi o gênero mais visitado da amostra e a espécie mais visitada foi o *Eryngium junceum*, com 199 visitas. Além disso, 42 espécies de plantas foram exclusivas da área II em 2023, incluindo cinco famílias que também foram exclusivas, Bignoniaceae, Cyperaceae, Ericaceae, Rosaceae e Symplocaceae.

Considerando todos os dados, na área I observou-se 2.787 visitas em flores pertencentes a 38 famílias botânicas. Algumas espécies apresentaram alteração na visitação ao longo dos anos, como a *Lithraea aroeirinha* March. Ex Warm, que foi visitada 18 vezes em 2002, mas não foi registrada em 2023. Outro exemplo é *Bidens squarrosa* Kunth., com 28 visitas em 2002 e nenhuma visita foi observada durante o período de coletas em 2023. Já *Syagrus romanzoffiana* (Cham.) Glassman foi uma planta que acumulou 93 visitas em 2023, porém não apareceu em nenhuma outra amostra. Algumas também tiveram menos interações, como *Verbesina sordencens* DC. Que de 194 visitas, sendo a planta com mais visitas da área I 2002 e passou para apenas 14 visitas em 2023.

Na área II, foram registradas 37 famílias botânicas, que totalizaram 5.317 visitas por abelhas. As espécies *Baccharis articulata*, *Baccharis brevifolia* Dc., *Aspilia floribunda* (Gardner) Baker e *Chromolaena ascendens* (Sch.Bip. ex Baker) R.M.King & H.Rob. foram registradas exclusivamente em 2023. Destaca-se a espécie *Chamaecrista punctata* (Vogel) H.S. Irwin & R.C. Barneby que anteriormente era uma das plantas mais visitadas por abelhas do gênero *Bombus*, não foi coletada nas amostras recentes. Os gêneros mais visitados pelas abelhas foram *Baccharis* com 655, *Senecio* com 421 e *Eryngium* com 324 interações.

Considerando as seis amostras foram contabilizadas 8.104 interações com flores que foram visitadas ou polinizadas por abelhas, essas, pertencentes a 47 famílias botânicas. As famílias com maior riqueza de espécies coletadas foram Asteraceae, com 95 espécies, representando quase 40% do total das plantas coletadas, seguida por Fabaceae, com 24 espécies, e Melastomataceae, com nove. As outras 44 famílias apresentaram 8 ou menos espécies cada. Entre as famílias, 22 foram representadas apenas por uma única espécie. Algumas espécies foram registradas exclusivamente nas coletas mais antigas, como a *Chrysolea cognata* (Less.) Dematt. e *Parodia ottonis* var. *vilavelhensis* (Backberg e Voll) N.P. Taylor que foi coletada nas primeiras coletas apenas. Já *Baccharis pauciflosculosa* A P. DC só foi coletada em 2023, enquanto *Vittetia orbiculata* recebeu uma única visita na amostra II 2012.

#### 4.3 FENOLOGIA DAS ABELHAS

Não foi possível observar nenhuma mudança quanto a fenologia das abelhas ao longo dos meses entre as seis amostras. Em geral a abundância entre os meses de coleta foi bem variável, porém houve uma queda perceptível partir de abril, que continuou até julho. A maior abundância foi no mês de março. A única abelha que foi coletada o ano todo em todas as coletas foi *Apis mellifera*, então, ela não será contabilizada nas análises abaixo. Outras abelhas que apresentaram alta abundância ao longo dos meses foram, *Dialictus micheneri* de setembro a março, *Ceratina (Neoclavicera) asunsiana* teve o período de coleta maior nas últimas coletas, *Ceratina (Crewella) asuncionis* que só não foram coletadas em novembro, *Augochlora daphnis* de novembro a setembro.

Durante o período do verão foram registrados 3.193 indivíduos, representando 37,5% de toda a amostra. Algumas espécies estiveram presentes durante quase todos os meses dos verões, como *Megachile (Acentron) lentifera*, *Dialictus rostratus*, *Ceratalictus clonius* e *Augochlora daphnis*. A amostra com maior número de indivíduos coletados durante esta estação foi I\_2002 com 635 indivíduos, seguida por II\_2003 com 599, I\_2023 com 552, II\_2023 com 511, II\_2012 com 497 e por último II\_2023 com 399 exemplares coletados. No total, a espécie mais abundante no mês de dezembro foi *Ceratalictus clonius*, com 51 exemplares. Já em janeiro, *Bombus morio* foi a abelha mais coletada, com 90 exemplares. Para fevereiro, o último mês do verão, *Bombus pauloensis* foi a mais abundante com 53 indivíduos.

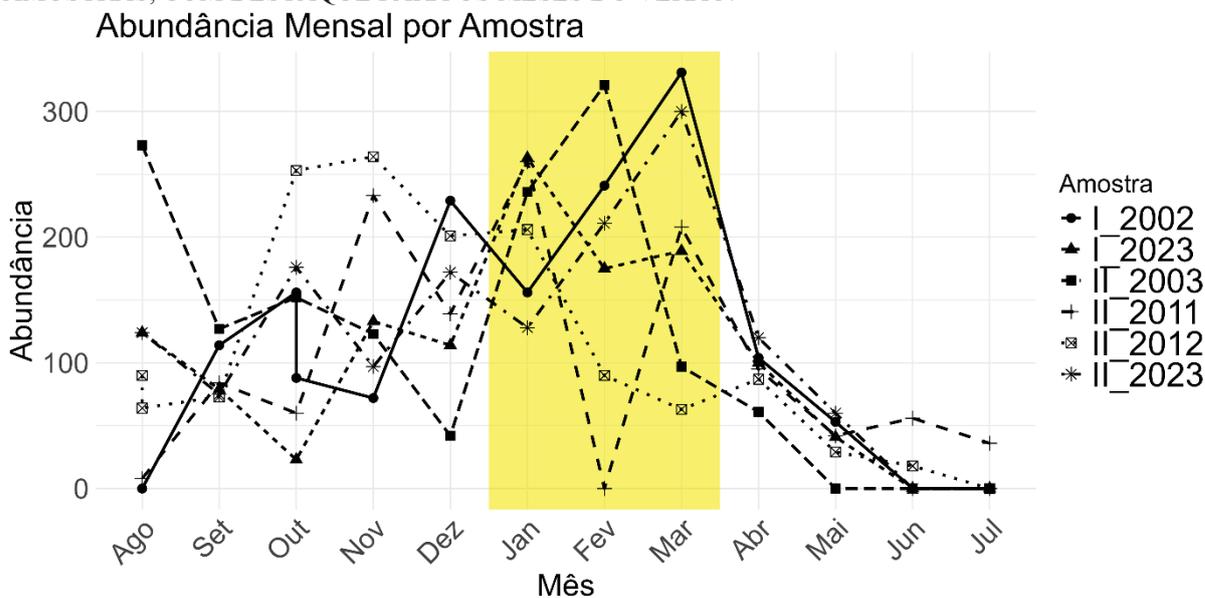
Na estação do outono foram registrados 1.980 indivíduos, que representam 23,2% do total das seis amostras, algumas espécies foram mais comuns durante toda a estação, como *Ceratina (Crewella) asuncionis*, *Dialictus rostratus* e *Augochlora daphnis*. O primeiro lugar

em abundância foi da amostra I\_2002 com 488 indivíduos, seguida por II\_2023 com 480, II\_2011 com 345, I\_2023 com 330, II\_2012 com 179 e por último II\_2003 com 158 exemplares coletados. Com relação aos meses da estação, a espécie mais abundante durante os meses de março foi *Bombus pauloensis*, o qual teve a maior abundância com 69 exemplares, porém destaca-se a espécie *Rhopitulus sp. 11* com 54 registros. Para o mês de abril a espécie mais abundante foi *Bombus pauloensis* com 41 exemplares. Já no último mês do outono, maio, *Ceratina (Neoclavicera) asunciana* apresentou 22 exemplares, sendo uma espécie que não foi coletada na amostra II\_2003.

O inverno, tradicionalmente não são realizadas as coletas de abelhas, entretanto, o trabalho de Amaral-Neto (2013) amostrou durante o ano todo e, devido a isso, os valores entre as amostras nesta estação são bem variáveis. No total foram registrados 785 indivíduos, o que equivale a 9,3% do total da amostra. A maior abundância foi na amostra II\_2003 com 273 indivíduos, seguida por II\_2011 com 190, II\_2012 e II\_2023 com 124, II\_2012 com 82 e por último I\_2002 com zero, que não foi amostrada durante a estação. O mês de junho só foi amostrado duas vezes e tem a espécie *Dialictus rostratus* como a mais abundante, com 14 exemplares. Em julho, a espécie mais comum foi *Pseudagapostemon cyaneus* com 10 indivíduos assim como o mês de agosto, a mais abundante foi *Pseudagapostemon cyaneus* com 53, sendo está a maior abundância para todas as espécies nativas durante o inverno.

A última estação é a primavera, a qual teve o registro de 2.471 indivíduos, o que corresponde a 30% das amostras. Algumas das espécies mais comuns dessa estação são *Dialictus rostratus*, *Ceratina (Crewella) asuncionis* e *Ceratina (Neoclavicera) asunciona*. A amostra II\_2012 registrou o maior número de indivíduos 589, seguida por II\_2003 com 460, II\_2002 com 342, II\_2023 com 348, II\_2011 com 337 e com a menor abundância I\_2002 com 335. Para o mês de setembro destaca-se a espécie *Ceratina asunciana*, em outubro a espécie com mais exemplares foi *Scaptotrigona bipunctata* com 48, em novembro *Ceratalictus clonius* com 49 registros.

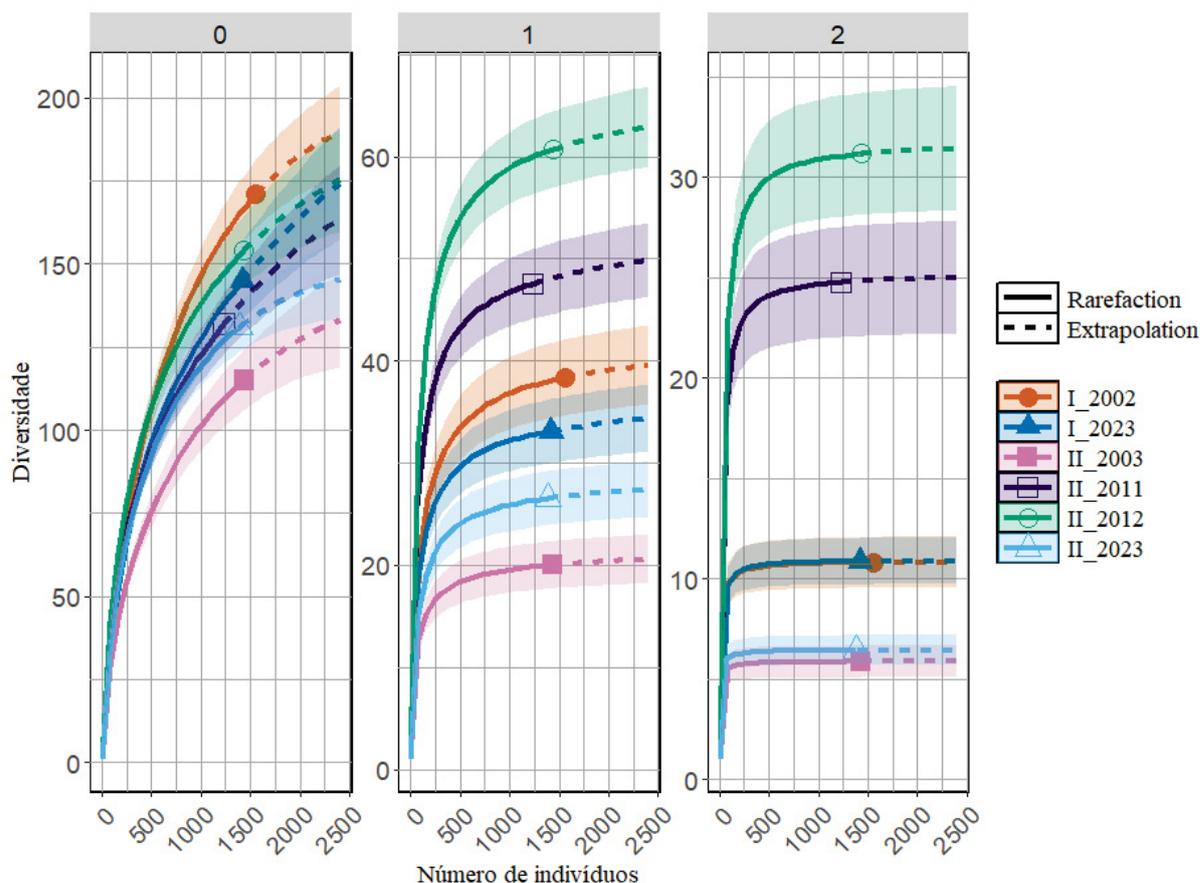
FIGURA 5: GRÁFICO REPRESENTANDO A VARIAÇÃO NAS ABUNDÂNCIAS MENSAIS ENTRE AS AMOSTRAS, COM DESTAQUE PARA OS MESES DO VERÃO.



#### 4.4 DIVERSIDADE ALFA NO TEMPO E ESPAÇO

Com relação à diversidade alfa das abelhas do PEVV nas amostras analisadas, observa-se que, para  $q=0$ , não existe um padrão claro de riqueza entre áreas ou anos de amostragem (FIGURA 6). A amostra com a maior riqueza é I\_2002, enquanto a menor é II\_2003. As demais amostras, II\_2012, I\_2023, II\_2011, II\_2023, registraram valores semelhantes, com intervalos praticamente sobrepostos, mas decrescente respectivamente. A amostras I\_2002 é mais rica que I\_2023, com sobreposição apenas no final da extrapolação, além disso, os intervalos de confiança são menores, representando uma menor incerteza. À medida que a abundância é incluída nos cálculos de diversidade, para  $q=1$ , que corresponde ao índice de Shannon, a amostra II\_2012 destaca-se como a mais diversa, seguida por II\_2011, ambas com intervalos de confiança não sobrepostos entre si e com as demais. De maneira geral, as amostras tornam-se mais distantes e menos agrupadas em relação à análise para  $q=0$ . A amostra anteriormente mais rica, passa a ocupar a terceira posição, conforme a abundância ganha mais peso nas análises. Para o índice  $q=2$ , onde a abundância tem ainda mais peso, as amostras II\_2011 e II\_2012 continuam se apresentando no topo, porém com mais espécies dominantes, embora apresentem uma leve sobreposição entre elas. Vale ressaltar que elas se encontram bem mais afastadas das outras amostras do que no índice anterior. As amostras I\_2002 e I\_2023 se sobrepõem e ficam distantes das demais amostras. Por outro lado, as áreas II\_2003 e II\_2023 também se agrupam, porém são as menos diversas, apresentando valores inferiores a 10 e quase sobrepostas.

FIGURA 6: CURVAS DE HILL REPRESENTANDO A DIVERSIDADE DAS AMOSTRAS COM BASE NA ABUNDÂNCIA TOTAL DE ABELHAS.

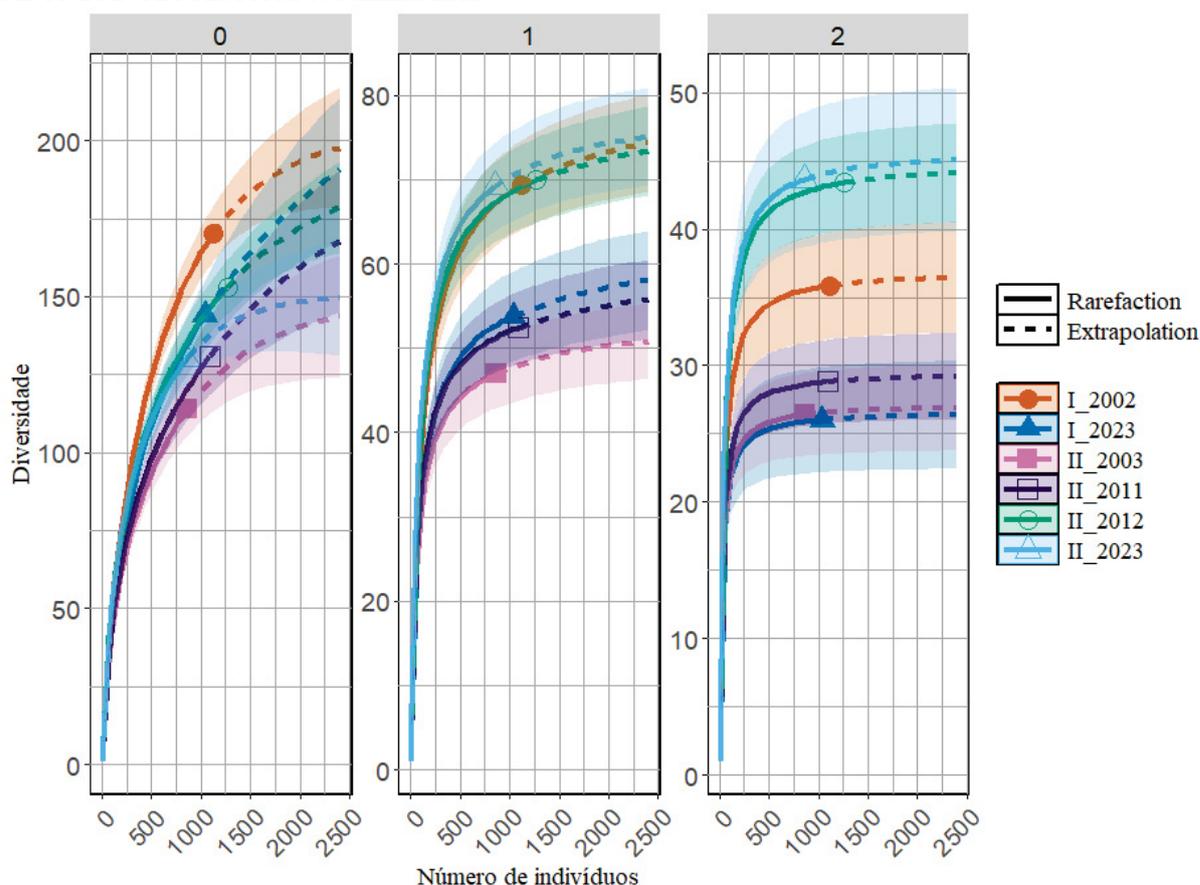


Para analisar a influência da abelha *A. mellifera* na diversidade, ela foi retirada para a próxima análise. Cabe pontuar que esta espécie registrou a maior abundância entre as espécies coletadas, mas foi subnotificada nas amostras II\_2011 e II\_2012. Para  $q = 0$ , a diferença é praticamente imperceptível em relação à análise anterior, pois a riqueza é reduzida em apenas uma espécie em todas as amostras. Quando a abundância é considerada no cálculo ( $q = 1$ ), o padrão anteriormente observado, que separava as áreas, deixa de ser percebido (FIGURA 7). Observam-se três amostras agrupadas e sobrepostas com maior diversidade, sendo a área II\_2023 levemente mais diversa do que as áreas I\_2002 e a II\_2012. No índice  $q = 2$ , os agrupamentos permanecem similares aos valores de  $q=1$ , com exceção de I\_2002 que fica com um valor mediano. Assim, as áreas com maior diversidade foram II\_2012 e II\_2023, seguida pela I\_2002, enquanto as menores diversidade foram observadas nas áreas II\_2011, II\_2003 e I\_2023.

Percebe-se que a alta abundância de *Apis* influencia negativamente os resultados, reduzindo significativamente os valores de diversidade de toda a amostra. Como a abundância dessa espécie varia consideravelmente devido ao método de coleta, especialmente nas amostras

dos anos 2011 e 2012, essa variação pode alterar os resultados, fazendo com que amostras com menor abundância aparente ser mais diversas do que realmente são. Apesar disso, a amostra mais influenciada foi II\_2023, que passou de apresentar o menor índice de diversidade para o maior, após a exclusão da abundância dessa espécie.

FIGURA 7: CURVAS DE HILL REPRESENTANDO A DIVERSIDADE DAS AMOSTRAS COM BASE NA ABUNDÂNCIA SEM A *APIS MELLIFERA*.

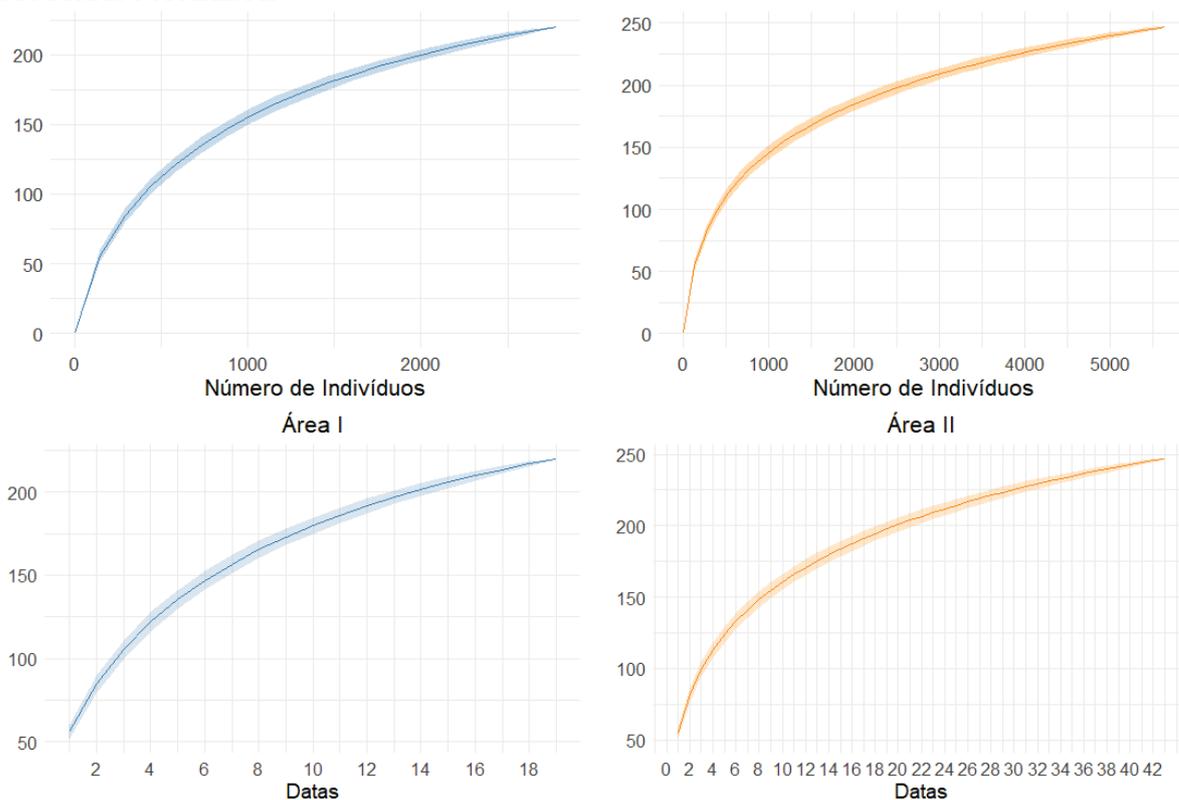


#### 4.5 COMPLETUDE AMOSTRAL

Para a análise de completude de amostragem comunidade, foi realizada a curva de acumulação de espécies (FIGURA 8), ressalta-se que os dados do Amaral-Neto (2013), que continham mais dias de coleta foram somados mensalmente e considerados como apenas uma coleta. A curva em função das amostras sugere que, com maior esforço amostral, novas espécies ainda seriam registradas, embora mais lentamente do que no início, uma vez que ela continua em crescimento e não alcançando uma assíntota. Já a curva em função da abundância de indivíduos coletados indica uma leve tendência maior, pois se torna mais reta à medida que o

número de indivíduos aumenta, ou seja, quanto mais indivíduos coletados, menos espécies novas aparecem.

FIGURA 8: GRÁFICOS REPRESENTANDO AS CURVAS DE ACUMULAÇÃO DE ESPÉCIES: A) BASEADA NO NÚMERO DE INDIVÍDUOS DA ÁREA I; B) BASEADO NO NÚMERO DE INDIVÍDUOS DA ÁREA II; C) BASEADO NO NÚMERO DE AMOSTRAS DA ÁREA I; D) BASEADO NO NÚMERO DE AMOSTRAS NA ÁREA II

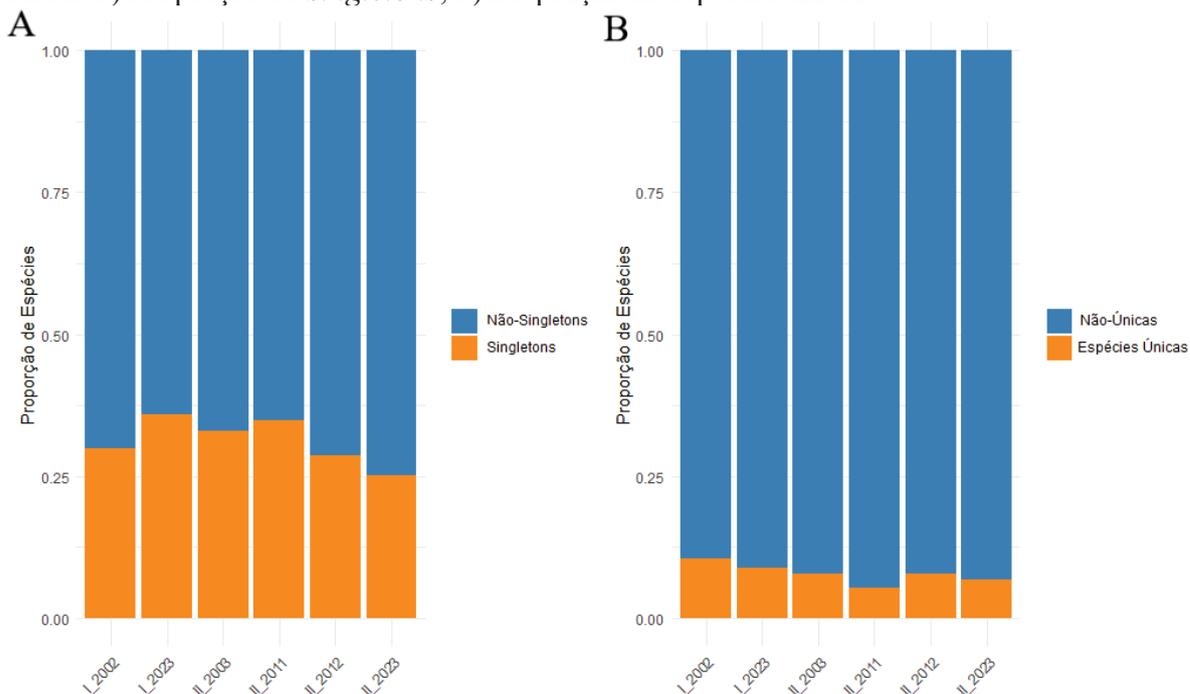


Durante o período estudado, as amostras da área I apresentaram os maiores números de *singletons*. Em 2002 foram registradas 50 espécies com apenas um indivíduo por coleta, e em 2023 esse número aumentou para 52, representando a maior proporção de singletos coletados (FIGURA 9A). Nas amostras da área II, os maiores valores foram em 2011 com 46 espécies e em 2012 com 44 espécies. Os menores valores absolutos ocorreram nas coletas de 2003 com 38 e 2023 com 33 espécies respectivamente. Os resultados indicam que para o número de amostras analisados, o número de *singletons* se mantém.

Em relação às espécies únicas, ou seja, aquelas amostradas apenas uma única vez em todas as amostras, o maior número também foi registrado na área I, em 2002, com 18 espécies. O menor valor ocorreu na área II, em 2011, com apenas sete espécies. O segundo maior valor também foi na área I, em 2023. Na área II, os números de espécies únicas foram menores, na amostra II\_2012, foram registradas 12 espécies, na amostra II\_2003 e em II\_2023 o total foi

nove espécies em ambas e em 2011, o menor valor, foram registradas sete espécies únicas. Na área I, observa-se uma diminuição nos valores de espécies únicas ao longo dos anos, enquanto na área II não há um padrão claro nos valores registrados. Examinando as proporções entre as amostras, nota-se uma certa estabilidade no número de espécies únicas.

FIGURA 9: Gráficos representando a proporção de espécies únicas e *singletons* por área e ano de coleta: a) Proporção de *singletons*; b) Proporção de espécies únicas



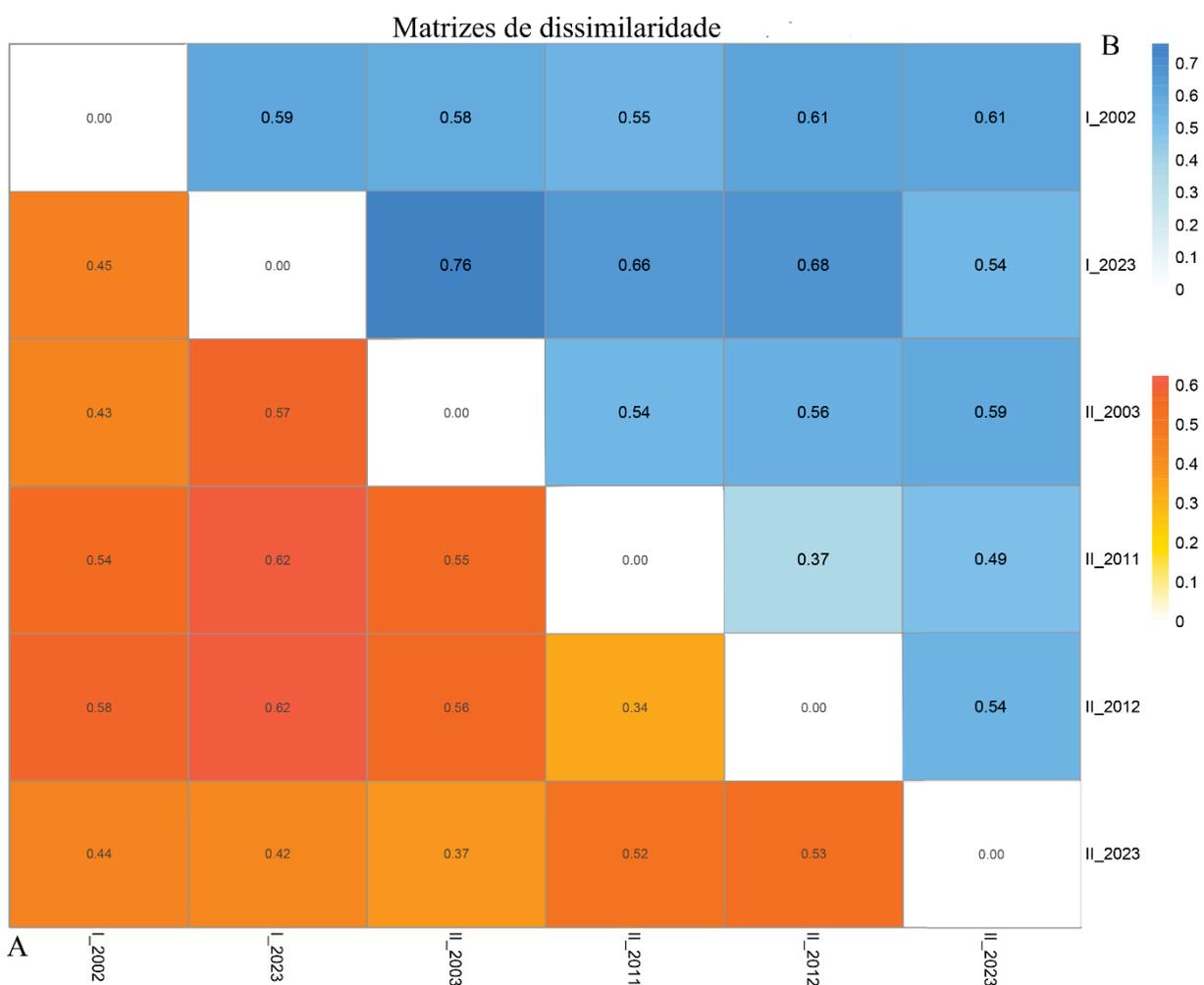
#### 4.6 DIVERSIDADE BETA

Para investigar as diferenças entre as composições das amostras, foi realizada uma análise de dissimilaridade utilizando o índice de Bray-Curtis como demonstra a Figura 10A (células vermelhas). Observou-se que as amostras de 2011 e 2012 apresentaram o menor valor de dissimilaridade, aproximadamente 0,35 (35%), o que significa que essas amostras são as mais similares (FIGURA 10). Esse valor pode ser interpretado como um indicativo de flutuação populacional anual na composição em uma mesma área, funcionando como uma linha de corte para distinguir dissimilaridades mais acentuadas em termos de áreas ou intervalos temporais. As amostras mais dissimilares foram entre áreas, com I\_2023 comparada com II\_2011 e II\_2012, ambos valores com um valor de 0,62 (62%). No caso entre amostras da área I, verificou-se uma dissimilaridade de 0,45 (45%), o que sugere uma pequena alteração na composição das amostras ao longo dos anos. Já na área II, entre II\_2003 e II\_2023, não foi observada uma grande diferença, 0,37, um número próximo do limite estabelecido para

flutuação de população, o que indica que as diferenças na composição para esta área sejam apenas uma variação natural da população.

Desconsiderando *A.mellifera*, as amostras com os maiores índices de dissimilaridade foram I\_2003 e II\_2023, com um valor de 76% (0,761) de diferença. Na área I constatou-se uma dissimilaridade de 0,59 (59%), valor superior ao limite estabelecido de flutuação anteriormente. Já na área II, a comparação entre os anos 2003 e 2023 revelou uma diferença de 0,59 (59%), um valor que indica mudanças ao longo do tempo na composição de espécies.

FIGURA 10: MATRIZ DE DISSIMILARIDADE BASEADA NO ÍNDICE DE BRAY-CURTIS: A) CONSIDERANDO A ABUNDÂNCIA TOTAL; B) CONSIDERANDO A ABUNDÂNCIA SEM A *APIS MELLIFERA*.



Além desses índices, foram calculados os índices de dissimilaridade de Sørensen ( $\beta_{sor}$ ) para a assembleia total, com a matriz superior representando a troca e abaixo da diagonal na matriz, o aninhamento (FIGURA 11). Nota-se que a diversidade beta se apresenta mais representada pelo componente de troca (*turnover*) entre as amostras, enquanto o aninhamento

tem pouca contribuição para o índice. Os maiores valores de  $\beta$ sor foram registrados entre amostras de áreas diferentes, como I\_2023 e II\_2003 ou II\_2011 e I\_2023 com 0,46 e 0,45 respectivamente, indicando que há maior troca entre diferentes áreas. Por outro lado, os menores valores de *turnover* foram observados em II\_2011 e II\_2012, com índices muito baixos, indicando que há menor troca entre elas. Na área I, o turnover foi de 0,38 entre os anos de 2002 e 2023, enquanto na área II apresentou 0,42 de dissimilaridade entre a primeira e a última coleta, sugerindo uma substituição considerável de espécies ao longo do período analisado.

FIGURA 11: MATRIZ DO ÍNDICE DE SORENSSEN PARA DECOMPOSIÇÃO DA BETA DIVERSIDADE: A) COMPONENTE DE SUBSTITUIÇÃO; B) COMPONENTE DE ANINHAMENTO

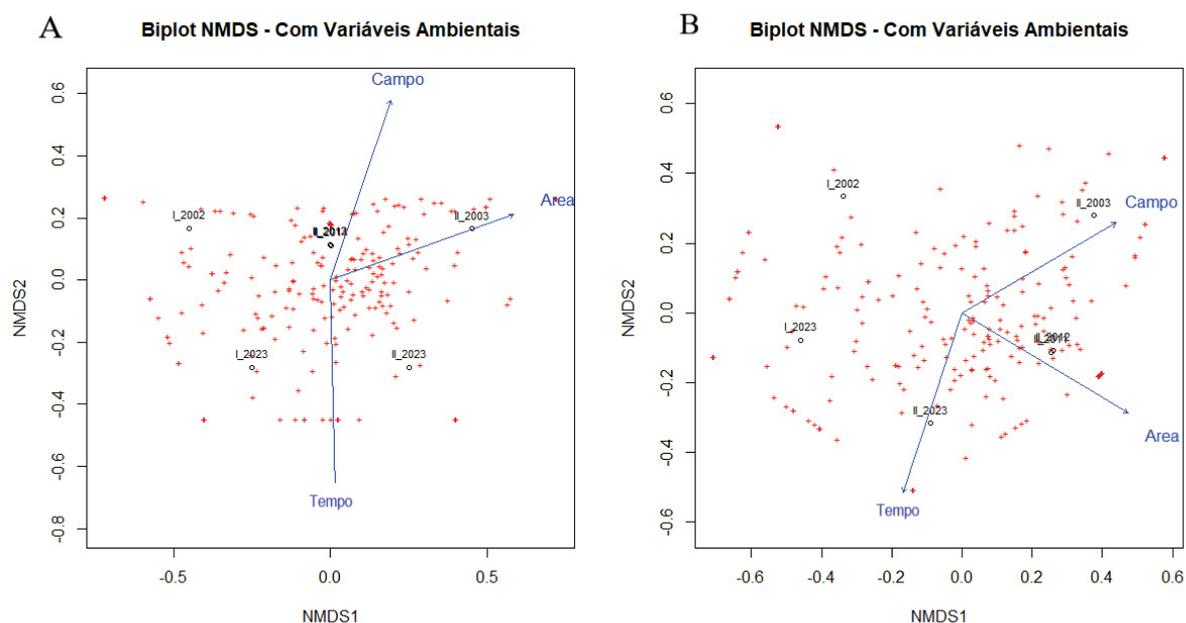


Para examinar os padrões de similaridade entre as amostras com outra abordagem, foi gerado um gráfico bidimensional de NMDS. O gráfico indica que há uma separação entre as áreas I e II no primeiro eixo e entre os anos iniciais e finais no segundo eixo (FIGURA 12). No geral, há um padrão de separação entre todas as amostras, com exceção das amostras II\_2011 e II\_2012, que ficaram praticamente sobrepostas, indicando uma composição de espécies muito

similar, como já observado nos índices de dissimilaridade. Para entender como algumas variáveis influenciavam as amostras, foi realizado um *biplot* com vetores, que representam como a posição de cada amostra é influenciada. As amostras mais recentes ficaram posicionadas na área mais inferior do gráfico, indicando que o vetor de tempo aponta para baixo. As amostras da área II ficaram mais à direita, então a variável de área aponta para essa direção. Por fim, as amostras com maior cobertura de campo foram posicionadas nas partes mais superiores do gráfico.

Desconsiderando os dados de abundância da *A. mellifera*, os resultados demonstram que as amostras da área II tendem a se deslocar mais para a direita, enquanto as da área I se posicionam para a esquerda, indicando uma relação da composição (NMDS1) com o espaço, similar à observada quando foram utilizados os dados totais das amostras (FIGURA 12B). As áreas II\_2011 e II\_2012 continuam sobrepostas, mas não estão mais localizados no centro da amostra e agora estão posicionados mais à direita.

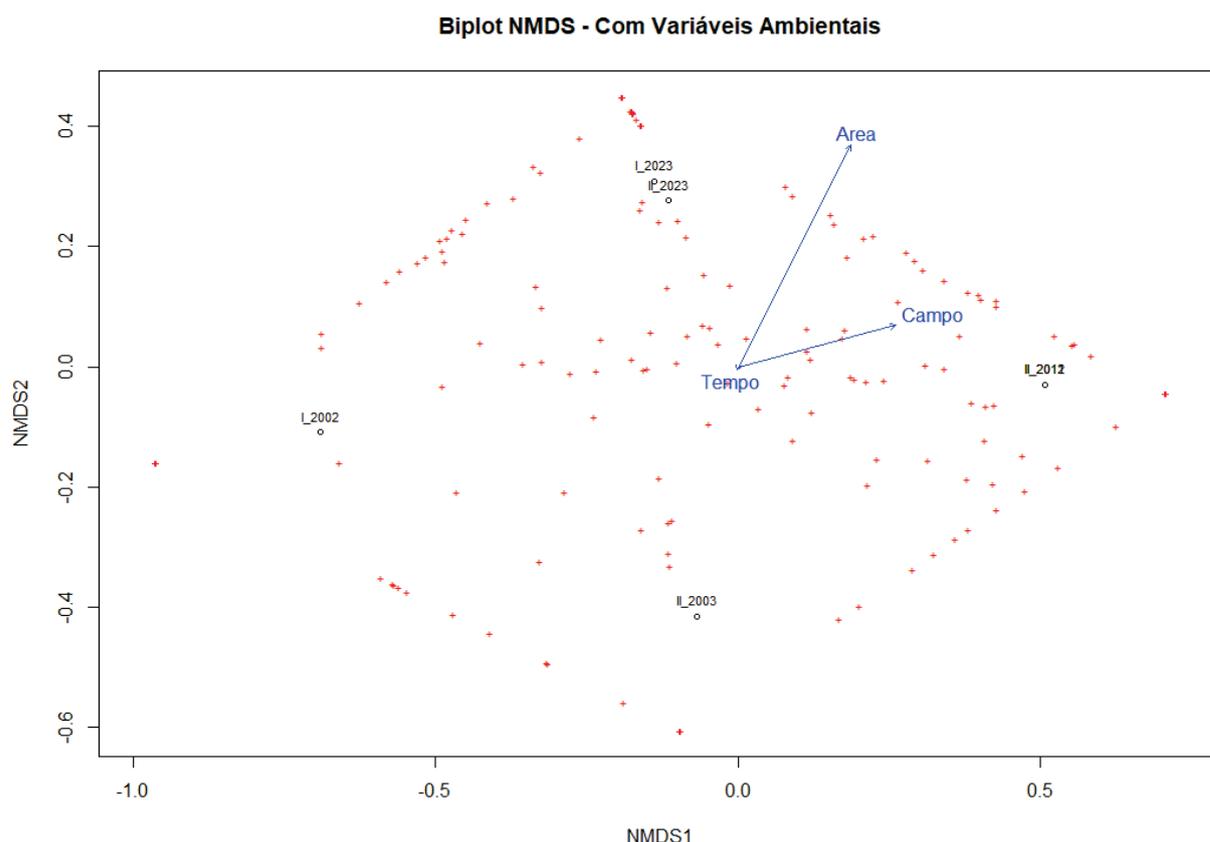
FIGURA 12: GRÁFICO REPRESENTANDO A ANÁLISE NMDS ENTRE AMOSTRAS, COM VETORES INDICANDO AS VARIÁVEIS AMBIENTAIS A) DADOS DE ABUNDÂNCIA TOTAIS B) SEM OS DADOS DA *A. MELLIFERA*.



Para analisar os padrões de similaridade da flora visitada por abelhas foi realizada outra análise de NMDS. O gráfico apresentou um padrão diferente do observado para as abelhas, entretanto, as amostras mais similares, assim como no NMDS da comunidade de abelhas, são as amostras II\_2011 e II\_2012 que permaneceram praticamente sobrepostas no gráfico. No geral, as amostras ficaram mais próximas entre si e a variável do tempo praticamente não

influenciou a distribuição das amostras no NMDS, apesar das amostras mais recentes terem ficado mais próximas. Já as variáveis de cobertura de campo e área tiveram uma maior influência, posicionando as amostras mais para cima e para a direita no gráfico.

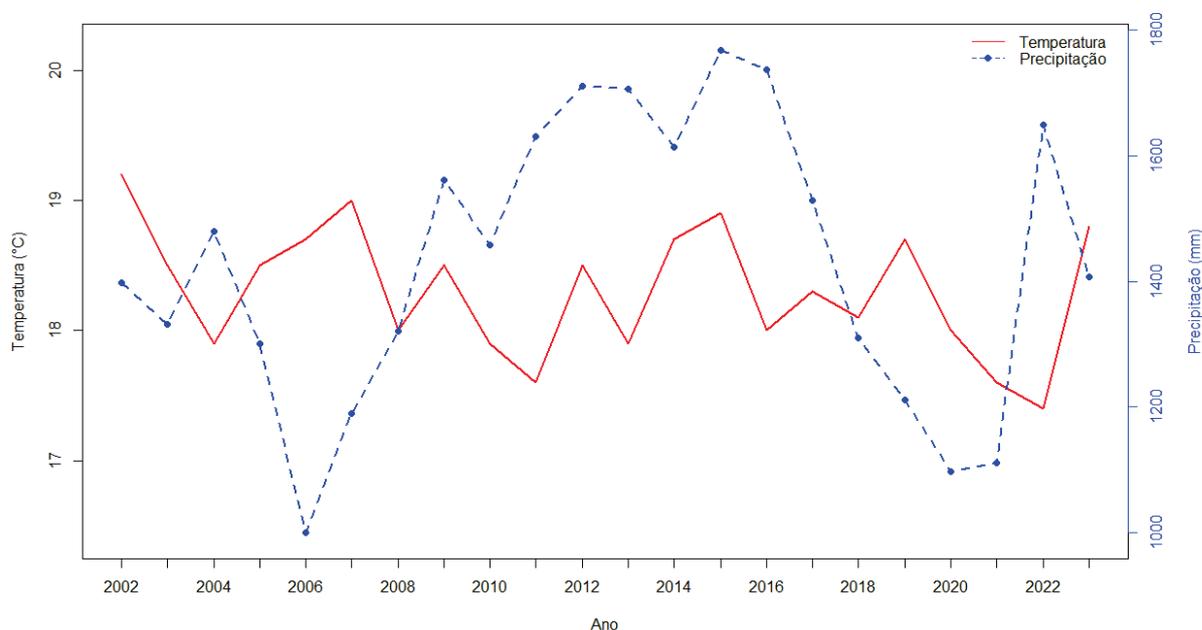
FIGURA 13: GRÁFICO REPRESENTANDO A ANÁLISE NMDS ENTRE AMOSTRAS COM BASE NAS PLANTAS VISITADAS PELAS ABELHAS, COM VETORES INDICANDO AS VARIÁVEIS PREDITORAS



#### 4.7. EFEITO DAS VARIÁVEIS CLIMÁTICAS NA ASSEMBLÉIA DE ABELHAS

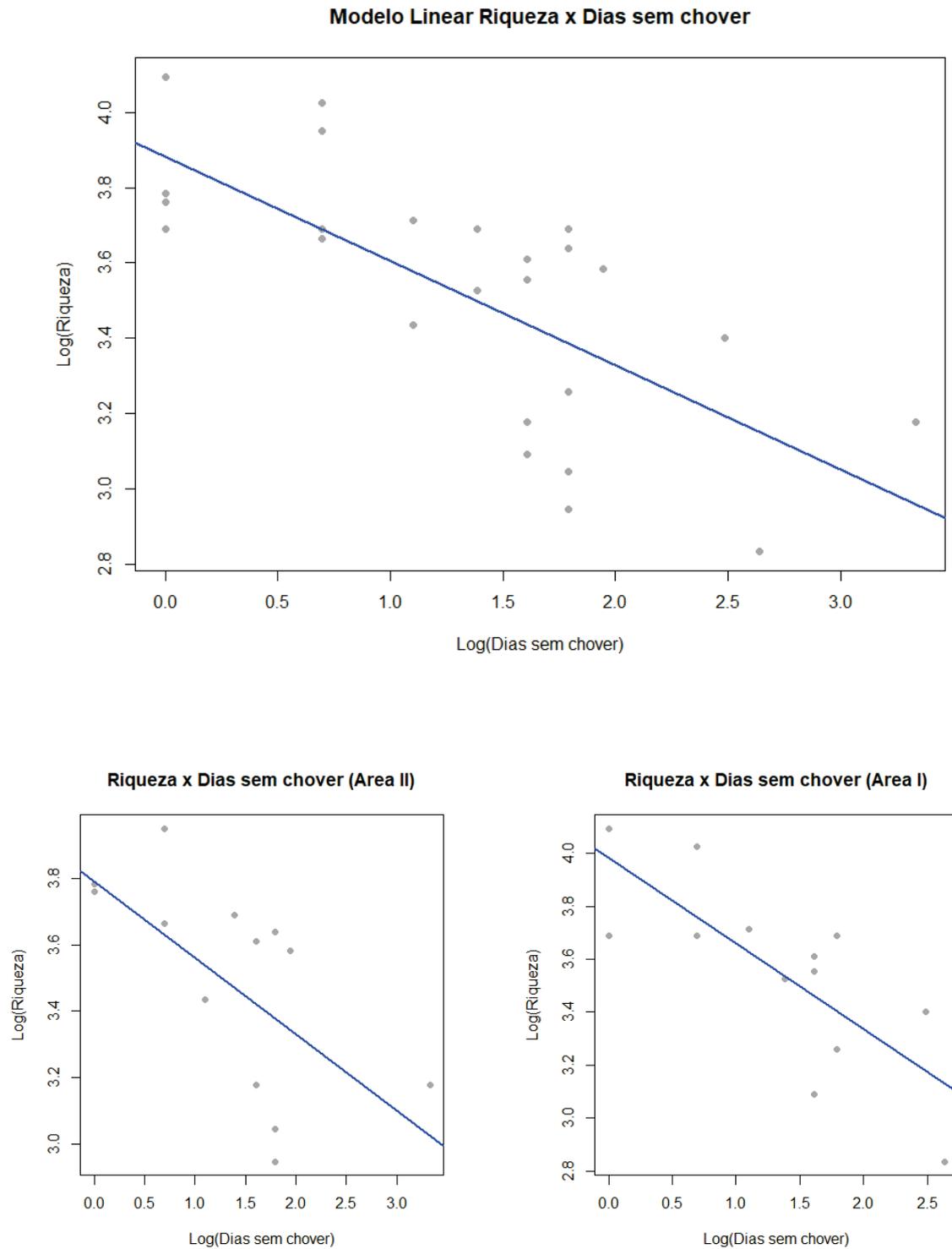
Ao analisar as temperaturas médias durante os anos de 2002 a 2023 (FIGURA 14) não foi possível observar aumento de temperatura significativo, por isso não foi explorada a hipótese de influência de mudanças climáticas e aquecimento global sobre a fauna de abelhas. A maior média de temperatura anual foi de 19,12 C° no ano de 2002, e a menor média de temperatura foi no ano de 2022 com 17,41 C°. Entretanto, percebe-se que houve uma grande variação nas precipitações anuais. Em 2006 e em 2020 observou-se períodos mais secos, já que foram os anos com menos precipitações. Em contrapartida, de 2010 a 2016 a precipitação anual passou dos 120 mm, chegando no seu pico 150 mm em 2015.

FIGURA 14: GRÁFICO REPRESENTANDO A VARIAÇÃO ANUAL DE TEMPERATURA E PRECIPITAÇÃO ANUAL ACUMULADA ENTRE 2002 E 2023 PARA O MUNICÍPIO DE PONTA GROSSA (FONTE: SIMEPAR)



Por meio de Regressões Lineares (GL), foi investigada as relações entre as variáveis climáticas e as abundâncias e riquezas das amostras, I\_2002, II\_2003, I\_2023, II\_2023. As análises demonstraram que a abundância total não foi significativamente influenciada por variáveis climáticas, como temperatura máxima, mínima, média, quantidade de precipitação mensal ou períodos de estiagem precedentes ao dia de coleta, contagem do número de dias. A única preditora que influenciou as variáveis de riqueza foi número de dias sem chover antes do dia da coleta (FIGURA 14), ou seja, quanto mais dias sem chover antes da coleta, menor foi a riqueza deste dia. Essa relação é inversamente proporcional com valores de  $p$  altamente significativos ( $< 2e-16$  e  $6.41e-05$ ). O modelo linear demonstra que essa variável explica 49% ( $R^2= 0.4929$ ) dos resultados da riqueza diária nas quatro amostras analisadas. Para entender como essa variável influenciou cada área, foi testado separadamente os valores do último dia de chuva e da riqueza para cada área. Para área I, a influência da variável foi ainda maior, explicando 59% ( $R^2=0.5908$ ) da riqueza diária da área. Já na área II, o modelo linear demonstrou que a relação do último dia de chuva com a riqueza foi menos explicativa, mas ainda apresentou um valor consideravelmente alto, indicando uma influência de 40% ( $R^2= 0,4004$ ).

FIGURA 15: GRÁFICOS APRESENTANDO MODELOS LINEARES SOBRE A INFLUÊNCIA DOS DIAS SEM CHOVER NA RIQUEZA DE ESPÉCIES: A) ANÁLISE GERAL PARA TODAS AS ÁREAS; B) ANÁLISE PARA A ÁREA I C) ANÁLISE PARA A ÁREA II



## 5. DISCUSSÃO

Este trabalho traz dados originais de levantamento sistematizado das espécies da fauna de abelhas e suas fontes florais do Parque Estadual de Vila Velha durante agosto de 2023 a maio de 2024. Os resultados possibilitaram comparações entre as amostras de 10 e 20 anos atrás. A assembleia de abelhas do PEVV se encontra estável em termos da sua diversidade alfa, uma vez que os valores de abundância e de riqueza similares às coletas mais antigas. Entretanto, nota-se uma alteração na composição de espécies, tanto em virtude do espaço quanto do tempo. Esse resultado se equipara com resultados de estabilidade em outros estudos que foram amostrados ao longo do tempo em áreas naturais (Mainers et al., 2019; Andena et al., 2009). Em contraposição, em áreas urbanas geralmente é registrada uma perda de espécies, uma vez que a tendência de ambientes urbanos é uma diminuição de áreas verdes (Cardoso e Gonçalves, 2018; Martins et al., 2013). Em ambientes semi-naturais, com grande influência do entorno, também foi notado um declínio na riqueza (Marlin; LaBerge, 2001) A flora visitada teve também uma alteração, o que pode justificar parte da variação na composição. Também foi analisada a influência das variáveis climáticas na riqueza das espécies, demonstrando-se a importância da precipitação para a riqueza.

### 5.1 ASSEMBLEIA DE ABELHAS

As amostras de 2023 contemplam abelhas de todas as cinco subfamílias presentes no Brasil. O esperado para levantamentos em campos nativos é que a subfamília mais especiosa seja Halictinae o que ocorreu na amostra I\_2023, porém não é o que acontece em todas as outras amostras do PEVV, que têm como subfamília mais rica Apinae (Barbola & Laroca, 1993; Hakim & Laroca, 2010; Bortoli & Laroca 1997; Martins et al., 2013). Entretanto, esse padrão é comum para áreas de Cerrado (Almeida & Laroca, 2013; Andena et al., 2009; Barbosa et al., 2023). A família com menos espécies é Colletinae, o que é comum entre os estudos, já que ela é uma família menos especiosa dentre as que ocorrem no Brasil.

A espécie mais comum foi a exótica *A. mellifera*, uma abelha social introduzida no Brasil, é a mais abundante em diversos estudos no Paraná, inclusive está presente em todas as amostras do PEVV como a mais abundante. Apesar de ser uma abelha muito utilizada para a polinização de culturas agrícolas (Giannini et al., 2015) e para a produção de mel, ela pode competir por recursos e alterar a composição do ambiente. Com relação a outras espécies, A

área I\_2023, apresentou pelo menos outras três espécies muito abundantes, *Ceratalictus clonius* (126), *Augochloropsis sparsilis* (80) e *Ceratina (Neoclavicera) asunciana* (71). O gênero *Ceratalictus* é comumente abundante na região da Lapa, Paraná, (Barbola & Laroca, 1997) e relativamente comum na região do Cerrado. Na área II, as espécies mais comuns foram, *Ceratina (Neoclavicera) asunciana* (58), *Ceratalictus clonius* (46) *Ceratina (Crewella) asuncionis* (46) a *Trigona spinipes* (35).

As abelhas eussociais da tribo Meliponini geralmente são muito abundantes e podem compor grande parte da amostra em regiões tropicais, entretanto, elas são mais associadas a áreas florestais, uma vez que a maioria delas nidifica em cavidades arbóreas (Michener, 2007; Gruter, 2020). Considerando todas as amostras, 12 espécies dessas três tribos foram amostradas, o que é uma riqueza baixa quando comparada a inventários na floresta ou ambientes urbanos, que na maioria das vezes tem uma abundância maior, diferente do observado nas amostras em que a maioria das espécies é representada por apenas um indivíduo. Entretanto, ocorreu uma expansão no tamanho da área de florestal ao longo do tempo nas áreas amostradas, o que pode ser um fator relevante para a quantidade de *Plebeia emerina* ter aumentado em relação às coletas passadas.

Algumas espécies chamaram atenção por terem apresentado uma abundância bem menor quando comparada com as amostras mais antigas. Uma delas é a *Anthophora (Mystacanthophora) paranensis* Holmberg, 1903, que havia sido coletada até 2012, porém, nas amostras mais recentes, apenas um exemplar foi coletado. Uma possível extinção local dessa espécie já havia sido apontada em estudos na cidade de Curitiba (Graf, 2022) e uma diminuição já havia sido percebida em outros estudos (Martins et al., 2013). Outra espécie que merece atenção é a *Schwarziana mourei* Melo, 2003, classificada como (EN) no estado do Paraná (Paraná, 2024). Esta abelha já havia sido registrada no PEVV, entretanto sua abundância vem diminuindo e apenas duas foram amostradas nos estudos mais recentes, na área II. Nesse contexto de espécies ameaçadas, duas outras foram amostradas em coletas até os anos 1970, e não foram registradas desde então, elas são *Bombus bellicosus* Smith, 1879 criticamente ameaçado (CR) no estado e regionalmente extinta para grande parte do estado e *Melipona quinquefasciata* Lepeletier, 1836 regionalmente extinta (RE) no estado (Paraná, 2024).

Algumas espécies que também tiveram diminuição de indivíduos foram as abelhas do gênero *Bombus*, que se destacam por serem grandes e abundantes. Abelhas de tamanho grande, podem ser mais susceptíveis a declínios, já que elas precisam de uma quantidade maior de recursos em comparação às abelhas menores (Bartomeus et al., 2013). Um estudo de longo prazo no Canadá analisou a comunidade de abelhas desse gênero em um estudo serial,

percebendo que ao longo de 30 anos a abundância diminuiu menos pelo menos 50% (Cola & Packer, 2008). Outro fator importante se refere à diminuição do ambiente de campo, ambos podem ser motivos para esta diminuição na abundância do gênero *Bombus* (Mola et al., 2021). Futuras reamostragens poderão indicar se realmente houve uma diminuição de indivíduos ou se trata apenas de uma flutuação populacional.

Os maiores valores de riqueza de abelhas da região Sul do Brasil, são encontradas em áreas de vegetação de campos naturais, e tem uma média de 128, sendo 181 o maior número encontrado, em uma das amostras do PEVV. Considerando o número total de riqueza encontrado para o PEVV, esse é a área de campo natural com maior riqueza de espécies de abelhas, com 318 espécies (Pundek; Gonçalves, 2025 no prelo). Analisando cada amostra separadamente os valores estão entre as maiores e menores riquezas em áreas de campo (Cardoso; Goncalves, 2018; Cure; Laroca; Martins *et al.*; Barbola; Laroca; Sakagami *et al.* 1967), Considerando outros tipos de vegetação no Paraná, como Floresta Estadual semidecidual, ou Floresta ombrófila mista, os valores de riqueza das amostras do PEVV são considerados altos (Pundek; Gonçalves, 2025).

A família botânica mais comumente visitada por abelhas no PEVV foi Asteraceae, essa família é a mais rica dentro das Angiospermas, contendo mais de 25.000 espécies (Heywood, 1993). Em contraposição a esses resultados, existe o paradoxo das Asteraceae, que são muito comuns, mas seu pólen raramente aparece na dieta das abelhas generalistas, o que sugere que existe algum tipo de defesa contra essas abelhas (Vanderplanck et al., 2008). Um estudo com o gênero *Taraxacum* suas relações com a abelha do gênero *Bombus* sugere que essa é uma defesa química, e que pode causar danos digestivos e a produção de descendentes (Vanderplanck et al., 2008). Ainda, o pólen de algumas espécies dessa família contém espinhos que reduzem significativamente o crescimento das larvas do gênero de abelha *Bombus* (Knoerr et al., 2024). Apesar disso, essa família, junto com o gênero *Eryngium*, são espécies muito importante para a comunidade de abelhas, e representam grande parte das visitas.

A vegetação da área I tem relação com o bioma Cerrado, já que apresenta elementos característicos da fauna desse bioma, como *Centris* e *Epicharis* (Gonçalves e Melo, 2005), O Parque fica dentro de uma vegetação denominada de Campos Gerais, que não fazem parte do Cerrado, porém uma boa parte das espécies vegetais se comunicam com o domínio do Cerrado pela escarpa Devoniana (Silva, 2010). O mesmo padrão já foi recuperado para hesperídeos (Mielke et al. 2012).

## 5.2 DIVERSIDADE ALFA NO TEMPO E ESPAÇO

A riqueza entre as amostras não apresentou grandes variações. Para a área I a riqueza para as amostras foi de 173 e 144 espécies, um indicativo de diminuição, porém necessitando de mais réplicas para entender melhor esse dado. A amostra I\_2002 foi de fato a mais rica entre levantamentos de abelhas no país (Gonçalves & Melo, 2005), podendo ser, ao menos em parte, influenciada por um pico positivo na flutuação das espécies. No caso da área II, não existe nenhum indício de alteração no número de espécies (117, 135, 156 e 132 ao longo do tempo). Para Corumbataí (SP), o valor de riqueza entre as duas amostras variou em 15 espécies, com o autor interpretando como uma alteração pouco significativa (Andena, 2009). No caso do Aeroporto Afonso Pena, Martins et al. (2013) interpretaram a diminuição de 167 para 131 espécies como indicativo de diminuição. Cardoso & Gonçalves (2018) encontraram uma diminuição drástica para a área do *campus* Jardim Botânico, entretanto os dados de Graf *et al.* (2020) indicam que se esse valor foi devido uma flutuação.

Os índices de diversidade podem ser influenciados por diversos fatores que não dependem do pesquisador, tal como a quantidade de alimentação ou simplesmente condições favoráveis para o desenvolvimento de determinadas espécies. Porém, um fator não natural que pode alterar esses valores é a padronização da coleta, podendo prejudicar o real valor de diversidade, principalmente pela questão da abundância (Gotelli & Colwell, 2001). Por não existir um padrão de diversidade claro entre as áreas, o que pode ter influenciado são fatores históricos e climáticos e os de esforço específicos de cada coleta. Outro fator que influencia a diversidade é a disponibilidade de recursos indicados para a nidificação, o que pode ser um fator limitante para áreas urbanas ou áreas agrícolas, indicando que áreas naturais podem ser mais indicadas para a nidificação das abelhas (Tsiolis *et al.*, 2022).

Não se observou alteração nos índices de diversidade entre as amostras, com as primeiras e as últimas coletas da área I e II apresentando os índices de diversidade muito próximos, indicando que mesmo que a composição tenha mudado, a diversidade ainda está similar, mesmo com o passar de 20 anos. Esse fato corrobora estudos que demonstram a importância de áreas protegidas para a sobrevivência de polinizadores, devido à grande diversidade de plantas (Basu & Cetzal-Ix, 2018). Desconsiderando-se então as coletas de Amaral-Neto (2013) as áreas estão com índices de diversidade muito próximos, ou seja, praticamente não houve diferença entre os períodos, o que é o esperado para monitoramentos a longo prazo em áreas naturais (Meiners *et al.*, 2019).

Já para a área II, elas ficam entre as duas mais diversas (2011-2012) e como menos diversas (2003-2023). Desconsiderado as amostras de 2011 e 2012, a área II no geral, tem uma diversidade menor do que na área I, provavelmente pela última apresentar maior heterogeneidade e diversidade floral, o que favorece a diversidade de abelhas (Boscolo *et al.*, 2017; Cavigliasso *et al.*, 2022). As amostras completas da área II nos anos de 2011 e 2012, se destacaram por ter índices de diversidade mais altos do que as outras amostras, o que indica uma possível influência do diferente desenho amostral de Amaral-Neto (2014). Quando os dados de abundância da *A.mellifera* são retirados da análise, percebe-se que os índices de diversidade das demais amostras aumentam, devido à elevada dominância dessa espécie.

O padrão encontrado nas curvas de acumulação de espécies, a qual não chega a uma assíntota, é algo esperado quando o foco são coletas de invertebrados (Gotelli & Colwell, 2001). E isso fica claro quando se percebe que o número de *singletons* e espécies únicas não estão diminuindo, ou seja, a cada amostras, ainda se retiram espécies raras. As espécies são consideradas raras quando elas têm uma baixa abundância e uma distribuição restrita (Goston, 1994). Além disso, elas podem desempenhar um papel funcional importante quando se considera uma comunidade de plantas, já que existem espécies que são especialistas, e necessitam de poucas espécies, e o contrário também é verdadeiro (Simpson *et al.*, 2022).

### 5.3 DIVERSIDADE BETA

Os menores valores de dissimilaridade (0,35) foram entre as amostragens consecutivas de Amaral-Neto (2014), sem efeito de espaço e com efeito de apenas um ano. O outro valor baixo foi entre as áreas II\_2003 e II\_2023, indicando uma composição semelhante, mesmo com 20 anos de diferença. Porém, quando se analisa os dados sem *A. mellifera*, os valores variam entre 0,49 e 0,76, com valores mais elevados (>0,65) entre áreas, mas também entre anos na área II. Comparando-se com outros trabalhos, para o Cerrado de Corumbataí o valor do índice de similaridade de Sorensen foi de 0,24 (Andena *et al.*, 2009) indicando uma dissimilaridade elevada. No caso do Aeroporto Afonso Pena (Martins *et al.*, 2013) a similaridade entre as três amostras variou entre 0,67 e 0,79, entretanto o valor foi calculado a partir de número de espécies por gênero, sendo, portanto, menos sensível a mudanças. Em conjunto estes dados apontam para alterações importantes de composição de espécies ao longo do tempo.

A composição de abelhas sempre está variando de acordo com o tempo, já que em todos os trabalhos a longo prazo há uma mudança na composição de espécies, incluindo estudo em que a riqueza de espécies quase dobrou em um período de 10 anos, o que pode ter sido um

reflexo da falta de padronização na metodologia de coleta (Smith, 2012). A principal mudança nas assembleias de abelhas do PEVV ao longo do tempo foi a substituição das espécies. Isso implica que algumas espécies podem desaparecer, enquanto outras podem aparecer, alterando a composição da comunidade. Monitoramentos de longo prazo em locais consistentes permitem uma melhor compreensão da troca de espécies, extinções locais, e identificação de uma comunidade em declínio (Meiners *et al.*, 2019). Um fator muito importante para a composição de espécies de uma comunidade é a composição e fenologia dos recursos florais (Ogilvie; Forrest, 2017), os quais variaram ao longo do tempo de acordo com a flora visitada.

A porcentagem de área coberta por campo parece ser relevante para a composição de espécies, as amostras de Amaral-Neto (2014) estão mais próximas das primeiras coletas (II\_2003) do que da recente. É nítido a partir das imagens aéreas uma mudança na cobertura vegetal a partir de 2017, aumentando a quantidade de área coberta por floresta, o que pode ter afetado a composição de abelhas. Esse padrão de mudanças na cobertura vegetal afetando a comunidade de abelhas já foi estudado para Curitiba (Graf *et al.*, 2022). No caso do PEVV, pequenos capões são bases para nucleação de áreas florestadas em especial em áreas que possuem alta disponibilidade de água e nutrientes e onde o solo é mais profundo (Milan & Moro, 2012), o processo que ocorre na subárea B como um reflexo do que ocorre na porção leste do PEVV (Eduvirgem *et al.*, 2020). O fogo é um fator que controla as florestas em benefício de áreas de campos (de Patta Pillar; Quadros, 1999) e pode auxiliar a explicar a dinâmica dessa área. Para os campos naturais, um avanço intenso e rápido de áreas florestadas é uma ameaça importante (Behling; Pillar, 2007). Na região do PEVV o cultivo florestal de Pinus e Eucalipto é outra ameaça relevante.

#### 5.4 FENOLOGIA E CLIMA

É possível que ciclos sazonais desses insetos sejam afetados pelo aumento das temperaturas (Bartomeus *et al.*, 2011). Entretanto, durante o período das amostras não foi possível perceber nenhuma mudança significativa na temperatura média anual e precipitação acumulada anual, apesar de que mudanças já foram observadas em estudos de longo prazo em áreas urbanas no Japão (Nagamitsu *et al.*, 2020).

Por outro lado, fatores climáticos em uma escala menor podem influenciar diretamente na riqueza e abundâncias de abelhas, sendo precipitação e temperatura os preditores mais importantes para as comunidades, inclusive podendo ser mais importantes do que composição de paisagem, qualidade da paisagem ou topografia (Kammerer *et al.*, 2021). Nesse trabalho,

encontrou-se uma relação negativa com a quantidade de precipitação para abelhas que voam na primavera, dificultando a nidificação e diminuindo a abundância do ano seguinte.

Em um trabalho que estudou o ciclo de vida de duas abelhas solitárias concluiu-se que fatores climáticos como precipitação, magnitude da atividade e primeira aparição em lugares para a nidificação, são as variáveis com mais influências na longevidade dessas abelhas (Straka *et al.*, 2014). Em um curto período um aumento na temperatura leva a uma queda na diversidade de abelhas, porém chega à conclusão de que locais mais secos e quentes tendem a ter maior diversidade de abelhas quando comparados ao longo de um tempo (Papanikolaou *et al.*, 2017). Aqui encontrou-se apenas a relação da riqueza de abelhas inversamente proporcional a ausência de chuvas. As abelhas tendem a ser mais abundantes em períodos mais quentes do dia, porém dias muito quentes podem prejudicar o forrageamento de abelhas. Outro ponto importante é que a precipitação é o principal fator que impulsiona a fenologia das plantas tropicais devido ao seu papel relevante na regulação da disponibilidade de água (Oliveira *et al.*, 2021). Períodos secos restringem o florescimento e conseqüentemente impactam a captura de visitantes florais.

## 6. CONCLUSÃO

Este é o primeiro estudo de longo prazo no Brasil que avaliou abelhas em uma área natural protegida de campos naturais. A comunidade de abelhas mostrou mudanças na composição, mas sem perdas significativas na diversidade com o passar dos anos. Pode-se entender que esse cenário se deve a alterações e flutuações naturais nas áreas de estudo. Este é um estudo importante, já que muito poucos inventários sistematizados são remostados a longo prazo, o que permite entender a influência da modificação do ambiente de acordo com o tempo e a mudança da comunidade estudada. Considerando os estudos a longo prazo no Brasil, esse é o único realizado em uma área natural, com tamanho adequado para não tamponar possíveis influências do entorno. Destaca-se que proteger a diversidade de espécies é essencial para manter a funcionalidade dos ecossistemas (Cardinale *et al.*, 2006).

São necessárias mais amostragens em um monitoramento, mais duradouro no PEVV, para que seja possível estudar e entender as dinâmicas populacionais como um todo, além de entender os possíveis impactos e como a comunidade reage a eles. Mesmo com os dados obtidos, outras investigações são requeridas para entender a dinâmica das abelhas, como estudos de diversidade funcional, filogenética e de redes de interações planta-abelha. O Parque Estadual de Vila Velha é uma peça importante para entender a dinâmica da comunidade de abelhas no ponto de vista da pesquisa, no ponto de vista de conservação é uma unidade indispensável para a manutenção da fauna de campos naturais.

## REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, E. A. B. Revision of the Brazilian Species of *Pseudaugochlora* Michener 1954 (Hymenoptera: Halictidae: Augochlorini). **Zootaxa**, v. 1679, p. 1–38, 2008. DOI. <http://dx.doi.org/10.11646/zootaxa.1679.1.1>.
- ALMEIDA, E. A. B. et al. The evolutionary history of bees in time and space. **Current biology**, v. 33, n. 16, p. 3409-3422. e6, 2023. DOI. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2023.07.005>
- ALMEIDA, M. C.; LAROCA, S. Biocenótica e taxonomia de abelhas silvestres (Hymenoptera, Anthophila) de áreas restritas de cerrado no município de Jaguariaíva, Paraná, sul do Brasil. **Acta Entomológica Paranaense**, 42, 29-194, 2013. DOI. [10.5380/abpr.v42i1-4.35367](https://doi.org/10.5380/abpr.v42i1-4.35367)
- AMARAL-NETO, L. P. D. **Inferências sobre uma rede de interações abelha-planta: investigando o papel de polinizadores e pilhadores e a influência da complementaridade fenotípica e de interações proibidas sobre a estrutura e propriedades da rede**. Tese (Doutorado em Entomologia) – Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2013.
- ANDENA, S. R. et al. Bee communities (Hymenoptera: Anthophila) of the Cerrado ecosystem in São Paulo State, Brazil. **Genetics and Molecular Research**, p. 766-774, 2009. DOI. [10.4238/vol8-2kerr009](https://doi.org/10.4238/vol8-2kerr009)
- ASCHER, J. S.; PICKERING, J. Discover Life bee species guide and world checklist (Hymenoptera: Apoidea: Anthophila). 2020. Disponível em: [www.discoverlife.org](http://www.discoverlife.org). Acesso em: 20 janeiro 2025
- AUGUIE B. *gridExtra: Miscellaneous Functions for "Grid" Graphics*. R package version 2.3, 2022. Disponível em: <https://cindyfang70.github.io/gridExtra/>.
- CERVI, A. C.; VON LINSINGEN, L.; HATSCHBACH, G.; RIBAS, O. S. A vegetação do parque estadual de Vila Velha, município de Ponta Grossa, Paraná, Brasil. **Boletim do Museu Botânico Municipal**, n.69 2007.
- BANASZAK, J. Changes in Fauna of Wild Bees in Europe. Pedagogical University. (ed.1). 1995.
- BANASZAK, J.; RATYŃSKA H. Local changes in communities of wild bees (Hymenoptera: Apoidea, Apiformes): 30 years later. **Polish Journal of Entomology**, v. 83, n. 4, 2014. DOI. [10.2478/pjen-2014-0025](https://doi.org/10.2478/pjen-2014-0025)
- BARANOV, V. et al. Complex and nonlinear climate-driven changes in freshwater insect communities over 42 years. **Conservation Biology**, v. 34, n. 5, p. 1241-1251, 2020. DOI. <https://doi.org/10.1111/cobi.13477>
- BÁRBOLA, I. D. F.; LAROCA, S. A comunidade de Apoidea (Hymenoptera) da Reserva Passa Dois (Lapa, Paraná, Brasil): 1. Diversidade, abundância relativa e atividade sazonal. **Acta Biológica Paranaense**, 22, 1993. <https://doi.org/10.5380/abpr.v22i0.730>

BARBOSA, A. S et al. Inventário rápido das abelhas do campo rupestre da Serrinha do Paranoá (Distrito Federal, Brasília) Rapid bee survey from the rock fields of Serrinha do Paranoá (Distrito Federal. **Acta Biológica Paranaense**, v. 52, p. e89395, 2023. DOI. [10.5380/abp.v52i1.89395](https://doi.org/10.5380/abp.v52i1.89395)

BARTOMEUS, I. J.S.; ASCHER, D.; WAGNER, B.N.; DANFORTH, S.; COLLA, S.; KORNBLUTH, R.; WINFREE. Climate-associated phenological advances in bee pollinators and bee-pollinated plants. **Proceedings of the National Academy of Sciences. U.S.A.** 108 (51) 20645-20649, 2011. <https://doi.org/10.1073/pnas.1115559108>

BARTOMEUS, I. et al. Historical changes in northeastern US bee pollinators related to shared ecological traits. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 110, n. 12, p. 4656-4660, 2013. DOI. [10.1073/pnas.1218503110](https://doi.org/10.1073/pnas.1218503110)

BASELGA, A.; ORME, C. D. L. *betapart*: an R package for the study of beta diversity. **Methods in Ecology and Evolution**, 3(5), 808–812, 2012. DOI. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2012.00224.x>

BASU, S. K.; CETZAL-IX, W. Call of the wild: Conservation of natural insect pollinators should be a priority. **Biodiversity**, v. 19, n. 3-4, p. 240-243, 2018 DOI. [10.1080/14888386.2018.1523747](https://doi.org/10.1080/14888386.2018.1523747)

BEHLING, H.; PILLAR, V. D. Late Quaternary vegetation, biodiversity and fire dynamics on the southern Brazilian highland and their implication for conservation and management of modern Araucaria forest and grassland ecosystems. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 362, n. 1478, p. 243-251, 2007. DOI. <https://doi.org/10.1098/rstb.2006.1984>

BORCHERT, R. et al. Phenology of temperate trees in tropical climates. **International Journal of Biometeorology**, v. 50, p. 57-65, 2005. DOI. <https://doi.org/10.1007/s00484-005-0261-7>

BORTOLI, C. D; LAROCA, S. Melissocenologia no Terceiro Planalto Paranaense. I: Abundância relativa das abelhas silvestres (Apoidea) de um biótopo urbano de Guarapuava (PR, Brasil). **Acta Biológica Paranaense**, n. 26, 1997. <https://doi.org/10.5380/abpr.v26i0.690>

BOSCOLO, D.; TOKUMOTO, P. M.; FERREIRA, P. A.; RIBEIRO, J. W.; DOS SANTOS, J. S. Positive responses of flower visiting bees to landscape heterogeneity depend on functional connectivity levels. **Perspectives in Ecology and Conservation**, 15(1), n. 18-24, 2017. DOI. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2017.03.002>

CHEN, H., & BOUTROS, P. C. VennDiagram: a package for the generation of highly-customizable Venn and Euler diagrams in R. **BMC Bioinformatics**, 12, 35, 2011. DOI. <https://doi.org/10.1186/1471-2105-12-35>

BROWN, J. W.; BAHR II, S. M. The Insect (Insecta) Fauna of Plummers Island, Maryland: brief collecting history and status of the inventory. **Bulletin of the Biological Society of Washington**, v. 15, n. 1, p. 54-64, 2008. DOI. [10.2988/0097-0298\(2008\)15\[54:TIIFOP\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2988/0097-0298(2008)15[54:TIIFOP]2.0.CO;2)

CARDINALE, B. J. et al. Effects of biodiversity on the functioning of trophic groups and ecosystems. **Nature**, v. 443, n. 7114, p. 989-992, 2006. DOI. <https://doi.org/10.1038/nature05202>

CARDOSO, M. C.; GONÇALVES, R. B. Reduction by half: the impact on bees of 34 years of urbanization. **Urban ecosystems**, v. 21, n. 5, p. 943-949, 2018. DOI. [10.1007/s11252-018-0773-7](https://doi.org/10.1007/s11252-018-0773-7)

CAVIGLIASSO, P. et al. Influence of landscape composition on wild bee communities: Effects of functional landscape heterogeneity. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 340, p. 108150, 2022. DOI. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.108150>

CELIS, C. J.; CURE, J. R. Filogenia y clasificación taxonomica de los subgeneros de *Augochloropsis* (Hymenoptera: Halictidae). **Revista de Biología Tropical**, v. 65, p.1277–1306, 2017. <https://doi.org/10.15517/rbt.v65i4.26549>

CIERZNIAK. 1995. An attempt to evaluate changes in apidofauna in an agricultural landscape during ten year period. In: Banaszak, J. (ed.). 1995. Changes in Fauna of Wild Bees in Europe. Pedagogical University. 91-101 pp.

COELHO, B. W. T. A review of the bee genus *Augochlorella* (Hymenoptera: Halictidae: Augochlorini). **Systematic Entomology**, v. 29, p. 282–323, 2004. <https://doi.org/10.1111/j.0307-6970.2004.00243.x>.

COLLA, S.R.; PACKER, L. Evidence for decline in eastern North American bumblebees (Hymenoptera: Apidae), with special focus on *Bombus affinis* Cresson. **Biodiversity and Conservation** 17, 1379–1391, 2008. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9340-5>

CURE, J. R. Revisão de *Pseudagapostemon* Schrottky e descrição de *Oragapostemon*, gen. n. (Hymenoptera, Halictidae). **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 33, p. 229–335, 1989. Disponível em: <http://pascal-francis.inist.fr/vibad/index.php?action=getRecordDetail&idt=6788567>

DA SILVA, F.R; GONÇALVES-SOUZA, T; PATERNO, G.B; PROVETE, D.B; VANCINE, M.H. Análises ecológicas no R. Nupeea: Recife, PE, **Canal 6: São Paulo**. 640 p. ISBN 978-85-7917-564-0. 2022. DOI. [10.52050/9788579175633](https://doi.org/10.52050/9788579175633)

DA SILVA, P. A. H. Vila Velha e as origens dos Campos Gerais e das Florestas de araucária. **Coletânea de Pesquisas**, p. 23, 2011.

DE PATTA PILLAR, V.; QUADROS, F. Grassland-forest boundaries in southern Brazil. In: Conference on recent shifts in vegetation boundaries of deciduous forests, especially due to general global warming. Birkhäuser Basel, 1999. p. 301-316.

DOLNÝ, A.; PYSZKO, P.; ŠIGUTOVÁ, H. Community changes in odonate monitoring: why are long-term studies so relevant?. **Insect Conservation and Diversity**, v. 14, n. 5, p. 597-608, 2021. DOI. <https://doi.org/10.1111/icad.12491>

EDUVIRGEM, R. V.; PAROLIN, M.; VILLWOCK, F. H. Aplicação de índices de vegetação na avaliação espacial da vegetação do Parque Estadual de Vila Velha. *Geoiंगा: Revista do Programa de Pós-Graduação em Geografia*, v. 12, n. 2, p. 78-96, 2020.

FLORA E FUNGA DO BRASIL. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>. Acesso em: 11 fevereiro 2025

FERRARI, R. R. A revision of *Colletes* Latreille (Hymenoptera: Colletidae: Colletinae) from Brazil, Paraguay and Uruguay. *Zootaxa*, 4606, p. 001–091, 2019. DOI. <http://dx.doi.org/10.11646/zootaxa.4606.1.1>.

GASTON K. *Rarity*. Dordrecht, The Netherlands: Springer, 1994.

GIANGARELLI, D.; AGUIAR, W.; SOFIA, S. Orchid bee (Hymenoptera: Apidae: Euglossini) assemblages from three different threatened phytophysiognomies of the subtropical Brazilian Atlantic Forest. *Apidologie*, 46, 71-83, 2015. DOI. <https://doi.org/10.1007/s13592-014-0303-4>

GIANNINI, T. C. et al. The dependence of crops for pollinators and the economic value of pollination in Brazil. *Journal of Economic Entomology*, v. 108, n. 3, p. 849-857, 2015. DOI. <https://doi.org/10.1093/jee/tov093>

GONÇALVES, R. B.; MELO, G. A. R. A comunidade de abelhas (Hymenoptera, Apidae sl) em uma área restrita de campo natural no Parque Estadual de Vila Velha, Paraná: diversidade, fenologia e fontes florais de alimento. *Revista Brasileira de Entomologia*, v. 49, p. 557-571, 2005. DOI. <https://doi.org/10.1590/S0085-56262005000400017>

GONCALVES, R. B.; MELO G. A. R. Revision of the bee genus *Thectochlora* Moure (Hymenoptera, Apidae, Halictinae). *Zootaxa*, 1331, p. 1–30, 2006. DOI. [10.5281/zenodo.174214](https://doi.org/10.5281/zenodo.174214)

GONÇALVES, R. B.; MELO, G.A.R; AGUIAR, A. J. C. A assembléia de abelhas (Hymenoptera, Apidae) de uma área restrita de campos naturais do Parque Estadual de Vila Velha, Paraná e comparações com áreas de campos e cerrado. *Papéis Avulsos de Zoologia*, v. 49, p. 163-181, 2009. DOI. <https://doi.org/10.1590/S0031-10492009001400001>

GONÇALVES, R. A revised genus-level classification for the Neotropical groups of the cleptoparasitic bee tribe Sphecodini Schenck (Hymenoptera, Apidae, Halictinae). *Revista Brasileira de Entomologia*, n 65, 2021. <https://doi.org/10.1590/1806-9665-rbent-2020-0094>. DOI. <https://doi.org/10.1590/1806-9665-RBENT-2020-0094>

GOTELLI, N. J.; COLWELL, R. K. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology letters*, 4(4), 379-391, 2001. DOI. [10.1046/J.1461-0248.2001.00230.X](https://doi.org/10.1046/J.1461-0248.2001.00230.X)

GOTELI, Nicholas J. *A primer of ecological statistics*. University of Vermont. Second edition. 2013.

GOTELLI, N. J., & ELLISON, A. M. (2016). *Princípios de estatística em ecologia*. Artmed editora.

GRAF, L. V.; SCHNEIBERG, I.; GONÇALVES, R. B. Bee functional groups respond to vegetation cover and landscape diversity in a Brazilian metropolis. **Landscape Ecology**, n 7, p 1075–1089, 2022. DOI. <https://doi.org/10.1007/s10980-022-01430-y>

HAKIM, J. R. C.; LAROCA, S. A comunidade de abelhas silvestres (Anthophila) do Parque da Cidade (Curitiba, Brasil): diversidade, abundância relativa, fenologia e recursos tróficos. **Acta Biológica Paranaense**, n 39, 2010. DOI. <https://doi.org/10.5380/abpr.v39i0.25219>

HALSCH, C. A. et al. Insects and recent climate change. **Proceedings of the national academy of sciences**, v. 118, n. 2, p. e2002543117, 2021. DOI. <https://doi.org/10.1073/pnas.2002543117>

HEYWOOD, John S. Biparental inbreeding depression in the self-incompatible annual plant *Gaillardia pulchella* (Asteraceae). **American Journal of Botany**, v. 80, n. 5, p. 545-550, 1993.

HSIEH, T. C.; MA, K.; CHAO, A. iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). **Methods in ecology and evolution**, 7(12), 1451-1456, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613>

IGANCI, J. R. V et al. Campos de Cima da Serra: the Brazilian Subtropical Highland Grasslands show an unexpected level of plant endemism. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 167, n. 4, p. 378-393, 2011. DOI.

IUCN- International Union for Conservation of Nature Raw data to red list, 2024. Disponível em: [IUCN Red List of Threatened Species](https://www.iucn.org/red-list)

JANJIC, J.; PACKER, L. Phylogeny of the bee genus *Agapostemon* (Hymenoptera: Halictidae). **Systematic Entomology**, v. 28, n. 1, p. 101-124, 2003. DOI. <https://doi.org/10.1046/j.1365-3113.2003.00204.x>

KAMMERER, M.; TOOKER, J. F.; GROZINGER, C. M. A long-term dataset on wild bee abundance in Mid-Atlantic United States. **Scientific Data**, v. 7, n. 1, p. 240, 2020. DOI. [10.1038/s41597-020-00577-0](https://doi.org/10.1038/s41597-020-00577-0)

KNOERR, S. A. et al. Impacts of Asteraceae pollen spines on bumble bee survival and larval growth. **Arthropod-Plant Interactions**, v. 18, n. 3, p. 417-424, 2024. DOI. <https://doi.org/10.1007/s11829-024-10058-5>

LINDENMAYER, D. B.; LAVERY, T.; SCHEELE, B. C. Why we need to invest in large-scale, long-term monitoring programs in landscape ecology and conservation biology. **Current Landscape Ecology Reports**, v. 7, n. 4, p. 137-146, 2022. DOI. <https://doi.org/10.1007/s40823-022-00079-2>

LEPECO A.; GONÇALVES R.B. A revision of the bee genus *Augochlora* Smith (Hymenoptera; Apoidea) in Southern South America. *Zootaxa*, 4897 (1), 1-97, 2020. DOI. [10.11646/zootaxa.4897.1.1](https://doi.org/10.11646/zootaxa.4897.1.1)

LEPECO A., GONÇALVES R.B. New species of *Augochlora* (*Oxystoglossella*) Eickwort (Hymenoptera; Apoidea) from Northeastern Brazil with an identification key for the region. **Zootaxa**, 4802, 2, 3, 2020. DOI. [10.11646/zootaxa.4802.2.3](https://doi.org/10.11646/zootaxa.4802.2.3)

MARCHI, P.; ALVES-DOS-SANTOS, I. As abelhas do gênero *Xylocopa* Latreille (Xylocopini, Apidae) do Estado de São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica**, 13(2), 249–269, 2013. DOI. <https://doi.org/10.1590/s1676-06032013000200025>.

MARLIN, J. C.; LABERGE, W. E. The native bee fauna of Carlinville, Illinois, revisited after 75 years: a case for persistence. **Conservation Ecology**, v. 5, n. 1, 2001. Disponível em: <https://www.jstor.org/stable/26271785>

MARTINS, A. C.; GONÇALVES, R. B.; MELO, G. AR. Changes in wild bee fauna of a grassland in Brazil reveal negative effects associated with growing urbanization during the last 40 years. **Zoologia (Curitiba)**, v. 30, p. 157-176, 2013. DOI. <https://doi.org/10.1590/S1984-46702013000200006>

MEINERS, J. M.; GRISWOLD, T. L.; CARRIL, O. M. Decades of native bee biodiversity surveys at Pinnacles National Park highlight the importance of monitoring natural areas over time. **PLoS One**, v. 14, n. 1, p. e0207566, 2019. DOI. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0207566>

MELO, G. A.; GONÇALVES, R. B. Higher-level bee classifications (Hymenoptera, Apoidea, Apidae sensu lato). **Revista Brasileira de Zoologia**, 22, 153-159, 2005. DOI. <https://doi.org/10.1590/S0101-81752005000100017>

MELO, G. A. R. (Orgs). **Catalogue of Bees (Hymenoptera, Apoidea) in the Neotropical Region - online version**. Disponível em: <https://www.moure.cria.org.br/catalogue>. Acessado em 2 fevereiro 2025

MICHENER, C. D., The bees of the world, 2nd ed. University of Minnesota, Johns Hopkins University Press, Minnesota, 992pp.

MIELKE, O. HH; CARNEIRO, E.; CASAGRANDE, M. M. Hesperiidæ (Lepidoptera, Hesperioidea) from Ponta Grossa, Paraná, Brazil: 70 years of records with special reference to faunal composition of Vila Velha State Park. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 56, n. 1, p. 59-66, 2012. DOI. <https://doi.org/10.1590/S0085-56262012005000009>

MILAN, E.; MORO, R. S. Padrões de fragmentação florestal natural no parque estadual de Vila Velha, Ponta Grossa (PR) Natural forest fragmentation patterns in the vila velha state park, Ponta Grossa (PR). **Ambiência**, v. 8, n. 5, p. 685-697, 2012. DOI.

MOLA, J. M.; RICHARDSON, L. L.; SPYREAS, G.; ZAYA, D. N.; PEARSE, I. S; Long-term surveys support declines in early season forest plants used by bumblebees. **Journal of Applied Ecology**, 58(7), 1431-1441, 2021. DOI. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13886>

MONSEVIČIUS, V. 1995. Fauna of wild bees in Lithuania and trends of its changes. *In*: Banaszak, J. (ed). Changes in fauna of wild bees in Europe. Pedagogical University.

MOURE, J. S.; MELO, G. A. R. Euglossini Latreille, 1802. In Moure, J. S., Urban, D. & Melo, G. A. R. (Orgs). **Catalogue of Bees (Hymenoptera, Apoidea) in the Neotropical Region - online version**. 2022. Disponível em: <http://www.moure.cria.org.br/catalogue>. Accessed Feb/13/2023

NAGAMITSU, T. et al. Wild bee surveys across 60 years reveal remarkable reduction of bee abundance in urban green areas in northern Japan. **Ecological Research**, v. 39, n. 1, p. 42-53, 2024. DOI. <https://doi.org/10.1111/1440-1703.12416>.

NITSCHKE, P.R; CARAMORI, P. H.; RICCE, Wilian da Silva; PINTO, Larissa Fernandes Dias. **Atlas Climático do Estado do Paraná**. Londrina, PR: IAPAR, 2019.

NORDEN, B. B. A checklist of the bees (Insecta: Hymenoptera) and their floral hosts at Plummers Island, Maryland. **Bulletin of the Biological Society of Washington**, v. 15, n. 1, p. 168-172, 2008. DOI. [10.2988/0097-0298\(2008\)15\[168:ACOTBI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2988/0097-0298(2008)15[168:ACOTBI]2.0.CO;2)

OGILVIE, J. E.; FORREST, J. R. K. Interactions between bee foraging and floral resource phenology shape bee populations and communities. **Current opinion in insect science**, v. 21, p. 75-82, 2017. DOI. <https://doi.org/10.1016/j.cois.2017.05.015>

OKSANEN, J.; SIMPSON, G.; BLANCHET, F.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MINCHIN, P.; O'HARA, R.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M.; SZOECES, E.; WAGNER, H.; BARBOUR, M.; BEDWARD, M.; BOLKER, B.; BORCARD, D.; BORMAN, T.; CARVALHO, G.; CHIRICO, M.; DE CACERES, M.; DURAND, S.; EVANGELISTA, H.; FITZJOHN, R.; FRIENDLY, M.; FURNEAUX, B.; HANNIGAN, G.; HILL, M.; LAHTI, L.; MCGLINN, D.; OUELLETTE, M.; RIBEIRO; CUNHA, E.; SMITH, T.; STIER, A.; TER BRAAK, C. WEEDON, J. vegan: Community Ecology Package. R package version 2.7-0, 2025. Disponível em: <https://github.com/vegandevs/vegan>.

OLIVEIRA, S. C. et al. Vegetative and reproductive phenology in a tropical grassland–savanna–forest gradient. **Journal of Vegetation Science**, v. 32, n. 2, p. e12997, 2021. DOI. <https://doi.org/10.1111/jvs.12997>

OLLERTON, J.; WINFREE, R.; TARRANT, S. How many flowering plants are pollinated by animals? **Oikos**, v. 120, n. 3, p. 321-326, 2011. DOI. 10.1111/J.1600-0706.2010.18644.X

ÖSBEK, H. 1995. The decline of wild bee populations in Turkey. *In*: Banaszak, J. (ed). Changes in Fauna of Wild Bees in Europe. Pedagogical University.

PAPANIKOLAOU, A. D.; KÜHN, I.; FRENZEL, M.; SCHWEIGER, O. Semi-natural habitats mitigate the effects of temperature rise on wild bees. **Journal of Applied Ecology**, 54(2), 527-536, 2017. DOI. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12763>

PEREIRA, F. W; GONCALVES, R; B.; RAMOS, K. S. Bee surveys in Brazil in the last six decades: a review and scientometrics. **Apidologie**, v. 52, n. 6, p. 1152-1168, 2021. DOI. <https://doi.org/10.1007/s13592-021-00894-2>

PINHEIRO, J., BATES, D., DEBROY, S., SARKAR, D., & R CORE TEAM. nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models, 2021. <https://CRAN.R-project.org/package=nlme>

PUNDEK, I., & GONÇALVES, R. B. (2025). Bees from Southern Brazil: diversity, floral visitation, and conservation. **Revista Brasileira de Entomologia**, 69(1), e20240094.

R CORE TEAM (2023). R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Áustria. Disponível em: <<https://www.R-project.org/>>.

RSTUDIO TEAM (2020). RStudio: Integrated Development for R. RStudio, PBC, Boston, MA URL <http://www.rstudio.com/>.

RAMOS, K. S.; MELO, G. A. R. Taxonomic revision and phylogenetic relationships of the bee genus *Parapsaenythia* Friese (Hymenoptera, Apidae, Protandrenini), with biogeographic inferences for the South American Chacoan Subregion. **Systematic Entomology**, v. 35, n. 3, p. 449-474, 2010. DOI. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3113.2009.00518.x>

ROIG-ALSINA, A.; ROZEN JR, J. G. Revision of the cleptoparasitic bee tribe Protepeolini: including biologies and immature stages (Hymenoptera, Apoidea, Apidae). **American Museum novitates**; no. 3099. 1994.

SAKAGAMI, S. F.; FUKUDA, H. Wild Bee Survey at the Campus of Hokkaido University (With 20 Text-figures and 9 Tables). *北海道大學理學部紀要*, v. 19, n. 1, p. 190-250, 1973.

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

SIMPSON, D.T.; WEINMAN, L.R.; GENUNG, M.A.; ROSWELL, M.; MACLEOD, M.; WINFREER. Many bee species, including rare species, are important for function of entireplant–pollinator networks. **Proceedings of the Royal Society B** 289:20212689, 2022. DOI. <https://doi.org/10.1098/rspb.2021.2689>

SMITH, B. A. et al. A faunistic survey of bees (Hymenoptera: Apoidea) in the Black Belt Prairie of Mississippi. **Journal of the Kansas Entomological Society**, v. 85, n. 1, p. 32-47, 2012. DOI. <https://doi.org/10.2317/JKES111025.1>

TAURA, H. M.; LAROCA, S.; BARBOSA, J. F.; RODRIGUES, J. Melissocenótica (Hymenoptera, Anthophila) no Parque Florestal dos Pioneiros, Maringá, PR. (sul do Brasil) —I. Abundância relativa e diversidade. **Acta Biológica Paranaense**, 36, 47-65, 2007. DOI. 10.5380/abpr.v36i0.9658

TORNÉ-NOGUERA, Anna et al. Collateral effects of beekeeping: Impacts on pollen-nectar resources and wild bee communities. **Basic and applied ecology**, v. 17, n. 3, p. 199-209, 2016. DOI. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2015.11.004>

TSIOLIS, Konstantinos et al. The importance of soil and vegetation characteristics for establishing ground-nesting bee aggregations. **Journal of Pollination Ecology**, v. 32, p. 186-200, 2022.

URBAN D. As espécies do gênero “*Dasyhalonia*” Michener, Laberge & Moure, 1955, **Revista Brasileira de Biologia**, 27 (3): 247-266, 1967.

Urban, D. As espécies de *Gaesischia* Michener, LaBerge & Moure, 1955, 1968. **Bol. Universidade Federal do Paraná, Zoologia**. 3 (4): 79-129.

URBAN, D. Espécies novas de *Thygater* Holmberg (Hymenoptera, Apoidea, Anthophoridae). **Revista brasileira de Zoologia**, v. 16, p. 213-220, 1999.

URBAN, D. As especies Sulamericanas do genero *Melissodes* (Latreille, 1829). (Hymenoptera, Apoidea). **Revista Brasileira de Biologia**, v. 33, p. 201–220, 1973.

URBAN, D. Especies novas de *Melissoptila* Holmberg da America do Sul e notas taxonomicas (Hymenoptera, Anthophoridae). **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 15, p.1–46, 1998. DOI. <https://doi.org/10.1590/S0101-81751998000100001>.

URBAN, D. Especies novas de *Anthrenoides* Ducke (Hymenoptera, Andrenidae) do Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 49, p. 36–62, 2005. DOI. <https://doi.org/10.1590/S0085-56262005000100006>.

URBAN, D. Especies novas de *Anthrenoides* Ducke (Hymenoptera, Andreninae) do Sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia**, v, 51, p. 23–34, 2007. DOI. <https://doi.org/10.1590/S0085-56262007000100005>.

VANDERPLANCK, Maryse et al. Asteraceae paradox: Chemical and mechanical protection of *Taraxacum* pollen. **Insects**, v. 11, n. 5, p. 304, 2020. DOI. <https://doi.org/10.3390/insects11050304>

VIVALLO, F.; VÉLEZ, D. A synopsis of the subgenus *Centris* (*Hemisiella*) Moure, 1945 (Hymenoptera: Apidae: Centridini) in Colombia, with description of a new species. **Zootaxa**, 4162(1), 107. 2016. DOI. <https://doi.org/10.11646>.

WICKHAM H. *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York. ISBN 978-3-319-24277-4, 2016. Disponível em: <https://ggplot2.tidyverse.org>.

WICKHAM H.; FRANÇOIS R.; HENRY L.; MÜLLER K.; VAUGHAN D. *dplyr: A Grammar of Data Manipulation*. R package version 1.1.4. 2023 Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=dplyr>.

WICKHAM H.; VAUGHAN D.; GIRLICH M. *tidyr: Tidy Messy Data*. R package version 1.3.1, 2024 Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=tidyr>.

WINFREE, R. The conservation and restoration of wild bees. **Annals of the New York academy of sciences**, v. 1195, n. 1, p. 169-197, 2010. DOI. <https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2010.05449.x>

ZIESCHE, T. M. et al. Long-term data in agricultural landscapes indicate that insect decline promotes pests well adapted to environmental changes. **Journal of Pest Science**, v. 97, n. 3, p. 1281-1297, 2024. DOI. [10.1007/s10340-023-01698-2](https://doi.org/10.1007/s10340-023-01698-2)

ZOREK, B. E. et al. How much Araucaria Mixed Forest remains? Novel perspectives on conservation status based on satellite imagery and policy review. **Biological Conservation**, v. 296, p. 110723, 2024. DOI. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2024.110723>

**APENDICE I- LISTA DE ESPÉCIES DAS ABELHAS**

N	ESPÉCIES	I_2002	I_2023	II_2003	II_2011	II_2012	II_2023	TOTAL
<b>ANDRENINAE</b>								
Calliopsini								
1	<i>Callonychium (Callonychium) petuniae</i> Cure & Wittmann, 1990	7	43	4	2	22	0	78
Oxaeini								
2	<i>Oxaea flavescens</i> Klug, 1807	1	0	2	0	1	0	4
Protandrenini								
3	<i>Anthrenoides antonii</i> Urban, 2005	0	1	0	0	1	0	2
4	<i>Anthrenoides larocai</i> Urban, 2005	0	0	1	6	2	1	10
5	<i>Anthrenoides meloi</i> Urban, 2005	1	0	0	2	0	0	3
6	<i>Anthrenoides palmeirae</i> Urban, 2005	0	1	0	1	2	0	4
7	<i>Anthrenoides paolae</i> Urban, 2005	1	0	0	0	0	0	1
8	<i>Anthrenoides paranaensis</i> Urban, 2005	2	0	0	0	0	0	2
9	<i>Anthrenoides petuniae</i> Urban, 2005	1	6	0	0	0	0	7
10	<i>Anthrenoides politus</i> Urban, 2005	2	1	0	0	0	0	2
11	<i>Anthrenoides rodrigoii</i> Urban, 2005	0	0	2	0	0	0	2
12	<i>Anthrenoides</i> sp.3	0	0	0	2	0	1	3
13	<i>Psaenythia annulata</i> Gerstaecker, 1868	1	3	12	23	47	14	100
14	<i>Psaenythia bergii</i> Holmberg, 1884	3	12	1	3	3	7	29
15	<i>Psaenythia capito</i> Gerstaecker, 1868	0	0	0	0	0	2	2
16	<i>Psaenythia collaris</i> Schrottky, 1906	2	0	9	1	0	0	12
17	<i>Psaenythia quadrifasciata</i> Friese, 1908	0	3	1	6	7	9	26
18	<i>Psaenythia</i> sp.2	0	6	0	0	0	2	8
19	<i>Psaenythia</i> sp.3	3	3	0	0	0	0	6
20	<i>Psaenythia</i> sp.4	0	0	0	1	1	0	2
21	<i>Rhophitulus aff steinbachi</i>	42	22	0	0	0	1	63
22	<i>Cephalurgus anomalus</i> Moure & Lucas de Oliveira, 1962	3	0	0	0	0	0	3
23	<i>Rhophitulus holostictus</i> Schindwein & Moure, 1998	16	16	1	0	0	2	37
24	<i>Rhophitulus reticulatus</i> Schindwein & Moure, 1998	3	1	0	1	1	1	8
25	<i>Rhophitulus</i> sp.10	3	0	0	1	4	4	12
26	<i>Rhophitulus</i> sp.11	25	6	1	0	0	25	57
<b>APINAE</b>								
Ancyloscelidini								
27	<i>Ancyloscelis romeroi</i> Holmberg, 1903	7	0	1	1	1	0	10
Anthophorini								
28	<i>Anthophora (Mystacanthophora) paranensis</i> Holmberg, 1903	2	0	7	4	30	1	44
Apini								
29	<i>Apis mellifera</i> Linnaeus, 1758	434	379	567	140	171	531	2.222
Bombini								
30	<i>Bombus (Fervidobombus) pauloensis</i> Friese, 1913	104	3	58	113	59	13	350

N	ESPÉCIES	I_2002	I_2023	II_2003	II_2011	II_2012	II_2023	TOTAL
31	<i>Bombus (Fervidobombus) brasiliensis</i> Lepeletier, 1836	0	1	0	1	1	0	3
32	<i>Bombus (Fervidobombus) morio</i> Swederus, 1787	29	1	94	57	59	3	243
	Centridini							
33	<i>Centris (Centris) nitens</i> Lepeletier, 1841	0	0	0	0	2	0	2
34	<i>Centris (Centris) varia</i> Erichson, 1849	0	2	0	0	15	0	17
35	<i>Centris (Hemisiella) tarsata</i> Smith, 1874	1	0	1	7	20	3	32
36	<i>Centris (Melanocentris) sp.1</i>	10	1	0	0	3	0	14
37	<i>Centris (Paracentris) burgdorfi</i> Friese, 1900	3	5	3	3	3	1	18
38	<i>Centris (Schisthemisia) xanthocnemis</i> Perty, 1833	3	0	0	0	0	0	3
39	<i>Centris (Trachina) proxima</i> Friese, 1899	7	6	2	0	11	0	26
40	<i>Centris (Xanthemisia) bicolor</i> Lepeletier, 1841	4	1	0	1	2	0	8
	Emphorini							
41	<i>Melitoma segmentaria</i> Fabricius, 1804	1	0	0	0	3	0	4
42	<i>Melitoma sp.1</i>	0	1	0	0	3	1	5
43	<i>Ptilothrix fructifera</i> Holmberg, 1903	0	0	0	4	1	0	5
44	<i>Ptilothrix plumata</i> Smith, 1853	3	3	2	8	7	5	28
	Epicharitini							
45	<i>Epicharis (Anepicharis) dejeanii</i> Lepeletier, 1841	0	0	1	0	0	0	1
46	<i>Epicharis (Epicharoides) albofasciata</i> Smith, 1874	0	1	0	0	0	0	1
47	<i>Epicharis (Epicharitides) iheringi</i> Friese, 1899	1	1	0	2	3	2	9
48	<i>Epicharis (Epicharoides) picta</i> Smith, 1874	4	0	0	0	0	0	4
49	<i>Epicharis (Triepicharis) analis</i> Lepeletier, 1841	0	0	1	1	0	0	2
50	<i>Epicharis (Xanthepicharis) bicolor</i> Smith, 1854	0	0	0	0	2	0	2
	Ericrocidini							
51	<i>Ctenioschelus goryi</i> Romand, 1840	1	0	0	0	0	0	1
52	<i>Mesonychium coeruleascens</i> Lepeletier & Serville, 1825	1	0	0	0	1	0	2
53	<i>Mesonychium sp.1</i>	0	0	0	0	0	1	1
54	<i>Mesoplia rufipes</i> Perty, 1833	0	0	0	0	1	0	1
	Eucerini							
55	<i>Dasyhalonia sp.1</i>	0	0	0	0	1	0	1
56	<i>Gaesischia aff. fulgurans</i>	0	0	0	1	1	0	2
57	<i>Gaesischia aff. undulata</i>	0	0	0	0	4	0	4
58	<i>Gaesischia (Gaesischia) fulgurans</i> Holmberg, 1903	0	0	0	3	9	7	19
59	<i>Gaesischia (Gaesischia) nigra</i> Moure, 1968	0	0	0	1	1	0	2
60	<i>Gaesischia (Gaesischia) undulata</i> Urban, 1989	0	0	0	1	0	0	1
61	<i>Gaesischia (Gaesischiopsis) aurea</i> Urban, 1968	0	0	0	1	3	7	11
62	<i>Melissodes (Ecliptica) nigroaenea</i> Smith, 1854	0	0	1	1	1	0	3
63	<i>Melissoptila aureocincta</i> Urban, 1968	0	0	0	1	2	3	6
64	<i>Melissoptila claudii</i> Urban, 1988	1	0	0	0	0	0	1
65	<i>Melissoptila larocai</i> Urban, 1998	0	0	3	2	7	4	16
66	<i>Melissoptila minarum</i> Bertoni & Schrottky, 1910	2	0	0	11	5	2	20

N	ESPÉCIES	I_2002	I_2023	II_2003	II_2011	II_2012	II_2023	TOTAL
67	<i>Melissoptila paranaensis</i> Urban, 1998	0	1	0	1	9	12	23
68	<i>Melissoptila richardiae</i> Bertoni & Schrottky, 1910	1	1	0	0	9	1	12
69	<i>Melissoptila similis</i> Urban, 1988	0	1	0	3	8	2	14
70	<i>Thygater (Nectarodiaeta) mourei</i> Urban, 1961	1	0	1	1	0	0	3
71	<i>Thygater (Thygater) analis</i> (Lepeletier, 1841)	0	0	0	0	2	0	2
	Euglossini	0	1	1	0	0	0	2
72	<i>Eufriesea</i> sp.1	0	0	0	0	2	0	2
73	<i>Eufriesea</i> sp.2	0	0	0	0	3	0	3
74	<i>Eufriesea violacea</i> Blanchard, 1840	1	0	2	0	0	0	3
	Exomalopsini							
75	<i>Exomalopsis (Diomalopsis) dubia</i> Silveira & Almeida, 2009	0	6	6	0	1	5	18
76	<i>Exomalopsis (Exomalopsis) analis</i> Spinola, 1853	1	1	1	0	6	3	12
77	<i>Exomalopsis (Exomalopsis) auropilosa</i> Spinola, 1853	0	0	0	0	0	5	5
78	<i>Exomalopsis</i> sp.1	0	0	0	0	1	0	1
79	<i>Exomalopsis (Exomalopsis) tomentosa</i> Friese, 1899	0	2	0	0	0	0	2
80	<i>Exomalopsis (Phanomalopsis) perikalles</i> Silveira & Almeida, 2009	0	0	5	0	0	0	5
81	<i>Exomalopsis (Phanomalopsis) sp.1</i>	4	0	6	0	0	1	11
82	<i>Exomalopsis (Phanomalopsis) trifasciata</i> Brèthes, 1910	0	4	1	0	0	0	5
	Isepeolini							
83	<i>Isepeolus viperinus</i> Holmberg, 1886	5	13	19	0	8	14	59
84	Meliponini							
85	<i>Melipona (Melipona) quadrifasciata quadrifasciata</i> Lepeletier, 1836	1	0	0	0	0	0	1
86	<i>Plebeia emerina</i> Friese, 1900	1	32	0	0	0	3	36
87	<i>Scaptotrigona bipunctata</i> Lepeletier, 1836	71	3	16	0	4	0	94
88	<i>Schwarziana mourei</i> Melo, 2003	0	0	0	13	17	2	32
89	<i>Tetragonisca angustula</i> Latreille, 1811	0	0	0	0	0	1	1
90	<i>Tetragonisca fiebrigi</i> Schwarz, 1938	1	0	0	0	0	0	1
91	<i>Trigona spinipes</i> Fabricius, 1793	22	2	45	84	51	35	239
	Nomadini							
92	<i>Brachynomada bigibbosa</i> Friese, 1908	0	0	0	0	0	1	1
93	<i>Brachynomada</i> sp.2	0	0	3	0	0	0	3
94	<i>Brachynomada</i> sp.3	0	0	0	0	0	2	2
95	<i>Nomada</i> sp.1	1	0	0	0	0	0	1
96	<i>Doeringiella cingillata</i> Moure, 1954	0	0	0	0	1	0	1
97	<i>Thalestria spinosa</i> Fabricius, 1804	0	1	0	0	1	0	2
98	Osirini							
99	<i>Osirinus santiagoi</i> Almeida, 1996	1	0	0	0	0	0	1
100	<i>Osirinus</i> sp.1	1	2	0	0	0	0	3
101	<i>Osiris</i> sp.1	0	0	1	3	0	0	4
102	<i>Parepeolus aterrimus</i> Friese, 1906	1	0	0	0	0	0	1

N	ESPÉCIES	I_2002	I_2023	II_2003	II_2011	II_2012	II_2023	TOTAL
103	<i>Parepeolus niger</i> Roig-Alsina, 1989	0	4	3	2	2	4	15
	Tapinotaspidini							
104	<i>Arhysoceble dichroopoda</i> Moure, 1948	4	8	0	7	31	13	63
105	<i>Arhysoceble picta</i> (Friese, 1899)	0	0	0	0	1	0	1
106	<i>Arhysoceble</i> sp.1	2	13	0	6	9	2	22
107	<i>Arhysoceble dichroopoda</i> Moure, 1948	0	0	1	3	5	0	9
108	<i>Caenonomada labrata</i> Zanella, 2002	0	0	4	2	0	0	6
109	<i>Chalepogenus unicolor</i> Roig-Alsina, 1999	0	0	0	0	1	0	1
110	<i>Lanthanomelissa betinae</i> Urban, 1995	2	0	2	3	4	0	11
111	<i>Lanthanomelissa clementis</i> Urban, 1995	4	0	2	0	1	2	9
112	<i>Lophopedia nigrispinis</i> Vachal, 1909	2	6	0	1	4	14	27
113	<i>Lophopedia pygmaea</i> Schrottky, 1902	1	0	0	0	0	0	1
114	<i>Monoeca brasiliensis</i> Lepeletier & Serville, 1828	0	0	0	0	0	1	1
115	<i>Monoeca campestris</i> Aguiar, 2012	0	0	0	2	2	0	4
116	<i>Paratetrapedia punctata</i> Aguiar & Melo, 2011	2	2	6	15	8	10	43
117	<i>Paratetrapedia volatilis</i> Smith, 1879	0	3	0	0	0	0	3
118	<i>Tapinotaspoides serraticornis</i> Friese, 1899	4	6	12	8	24	30	84
119	<i>Tropidopedia nigrita</i> Aguiar & Melo, 2007	0	6	0	0	0	0	6
120	<i>Xanthopedia iheringii</i> Friese, 1899	4	0	0	2	0	0	6
	Tetrapediini							
121	<i>Tetrapedia</i> sp.1	2	0	0	0	0	0	2
122	<i>Tetrapedia diversipes</i> Klug, 1810	0	4	0	0	0	0	4
	Xylocopini							
123	<i>Ceratina (Ceratinula) sclerops</i> Schrottky, 1907	2	5	0	0	2	2	11
124	<i>Ceratina (Ceratinula)</i> sp.1	0	0	0	0	0	1	1
125	<i>Ceratina (Ceratinula)</i> sp.2	0	0	0	1	1	0	2
126	<i>Ceratina (Ceratinula)</i> sp.3	13	4	22	0	2	15	56
127	<i>Ceratina (Ceratinula)</i> sp.5	24	5	70	1	0	3	103
128	<i>Ceratina (Crewella) asuncionis</i> Strand, 1910	55	47	4	36	71	46	259
129	<i>Ceratina (Crewella) rupestris</i> Holmberg, 1884	7	0	2	3	4	0	16
130	<i>Ceratina (Crewella)</i> sp.1	6	1	2	1	2	0	12
131	<i>Ceratina (Crewella)</i> sp.2	2	0	0	0	1	0	3
132	<i>Ceratina (Crewella)</i> sp.3	9	1	0	1	0	0	11
133	<i>Ceratina (Neoclavicera) asunciana</i> Strand, 1910	39	71	29	64	46	58	307
134	<i>Ceratina (Neoclavicera) richardsoniae</i> Schrottky, 1909	7	10	0	0	0	4	21
135	<i>Ceratina (Rhysoceratina) pusilla</i> Roig-Alsina, 2016	1	1	0	1	0	0	3
136	<i>Ceratina (Rhysoceratina)</i> sp.1	0	0	0	2	0	0	2
137	<i>Ceratina (Rhysoceratina)</i> sp.3	0	0	0	2	0	0	2
138	<i>Ceratina (Rhysoceratina) volitans</i> Schrottky, 1907	0	4	4	1	4	0	13
139	<i>Xylocopa (Dasyxylocopa) bimaculata</i> Friese, 1903	1	0	0	0	0	0	1
140	<i>Xylocopa (Megaxylocopa) frontalis</i> Olivier, 1789	4	6	0	0	5	0	15

N	ESPÉCIES	I_2002	I_2023	II_2003	II_2011	II_2012	II_2023	TOTAL
141	<i>Xylocopa (Nanoxylocopa) ciliata</i> Burmeister, 1876	20	1	10	16	15	0	62
142	<i>Xylocopa (Neoxylocopa) augusti</i> Lepeletier, 1841	1	1	3	2	7	0	14
143	<i>Xylocopa (Schonnherria) macrops</i> Lepeletier, 1841	0	0	2	0	1	0	3
144	<i>Xylocopa (Stenoxycopa) artifex</i> Smith, 1874	2	0	3	0	0	1	6
COLLETINAE								
Colletini								
145	<i>Colletes petropolitanus</i> Dalla Torre, 1896	0	0	0	1	0	1	2
146	<i>Colletes rugicollis</i> Friese, 1900	1	1	0	1	0	0	3
147	<i>Colletes</i> sp.1	1	0	2	1	0	0	4
148	<i>Colletes</i> sp.2	0	0	1	0	0	1	2
149	<i>Colletes</i> sp.3	0	0	0	1	0	0	1
Hylaeini								
150	<i>Hylaeopsis aff. binus</i>	1	0	0	0	0	0	1
151	<i>Hylaeus (Hylaeopsis) gracillimus</i> (Schrottky, 1902)	2	7	0	0	0	2	11
152	<i>Hylaeus (Hylaeopsis)</i> sp.4	4	0	0	0	0	0	4
153	<i>Hylaeus (Hylaeopsis)</i> sp.5	2	1	0	0	0	0	3
154	<i>Hylaeus (Hylaeopsis)</i> sp.6	2	5	0	0	0	0	7
155	<i>Hylaeus (Hylaeopsis)</i> sp.9	2	0	0	0	0	0	2
156	<i>Hylaeus (Hylaeopsis)</i> sp.10	2	0	0	0	0	0	2
157	<i>Hylaeus (Hylaeopsis)</i> sp.11	0	1	0	0	0	0	1
158	<i>Hylaeus (Hylaeopsis)</i> sp.12	1	2	0	0	0	2	1
Neopasiphaeini								
159	<i>Hexanthes missionica</i> Ogloblin, 1948	1	7	0	0	10	2	20
160	<i>Niltonia</i> sp.	0	0	0	0	0	3	3
161	<i>Nomiocolletes</i> sp.1	0	0	8	0	4	0	12
Xeromelissini								
162	<i>Chilicola (Obesicola)</i> sp.1	3	0	38	0	0	0	41
163	<i>Chilicola (Oediscelisca) dalmedai</i> Moure, 1946	3	0	0	0	0	0	3
164	<i>Chilicola (Oediscelisca)</i> sp.1	12	0	18	1	0	3	34
165	<i>Chilicola (Oediscelisca)</i> sp.2	1	0	0	0	0	0	1
166	<i>Chilicola (Oediscelisca)</i> sp.3	3	0	0	0	0	0	3
HALICTINAE								
Augochlorini								
167	<i>Augochlora (Augochlora) caerulior</i> Cockerell, 1900	0	1	0	0	0	1	2
168	<i>Augochlora (Augochlora) cydippe</i> Schrottky, 1910	2	0	0	0	0	0	2
169	<i>Augochlora (Augochlora) daphnis</i> Smith, 1853	11	33	3	33	9	17	106
170	<i>Augochlora (Augochlora) perimelas</i> Cockerell, 1900	1	0	0	0	0	0	1
171	<i>Augochlora (Augochlora) phoemonoe</i> Schrottky, 1909	4	1	0	0	1	0	6
172	<i>Augochlora (Oxystoglossella) iphigenia</i> Holmberg, 1886	6	5	11	18	10	18	68

N	ESPÉCIES	I_2002	I_2023	II_2003	II_2011	II_2012	II_2023	TOTAL
173	<i>Augochlora (Oxystoglossella) morrae</i> Strand, 1910	0	4	1	6	6	7	24
174	<i>Augochlorella ephyra</i> Schrottky, 1910	0	18	0	1	0	4	23
175	<i>Augochlorodes politus</i> Gonçalves & Melo, 2008	0	0	3	0	0	0	3
176	<i>Augochloropsis aff. cognata</i>	0	0	0	2	2	0	4
177	<i>Augochloropsis aff. cyanea</i>	0	0	0	0	1	0	1
178	<i>Augochloropsis aff. melanochaeta</i>	30	0	9	7	7	0	53
179	<i>Augochloropsis anisitsi</i> Schrottky, 1908	5	7	16	24	45	12	109
180	<i>Augochloropsis brachycephala</i> Moure, 1943	0	0	0	1	0	0	1
181	<i>Augochloropsis cleopatra</i> Schrottky, 1902	2	5	0	11	7	16	41
182	<i>Augochloropsis cupreola</i> Cockerell, 1900	2	7	2	12	7	12	42
183	<i>Augochloropsis deianira</i> Schrottky, 1910	3	4	2	8	1	2	20
184	<i>Augochloropsis diversipennis</i> Lepeletier, 1841	1	0	2	5	0	0	8
185	<i>Augochloropsis iris</i> Schrottky, 1902	0	0	13	0	19	4	36
186	<i>Augochloropsis melanochaeta</i> Moure, 1950	0	13	0	0	0	8	21
187	<i>Augochloropsis multiplex</i> Vachal, 1903	7	4	10	3	3	21	48
188	<i>Augochloropsis rotalis</i> Vachal, 1903	1	0	0	0	0	0	1
189	<i>Augochloropsis semele</i> Schrottky, 1902	1	0	0	1	1	2	5
190	<i>Augochloropsis semiramis</i> Jörgensen, 1912	0	0	0	0	1	0	1
191	<i>Augochloropsis</i> sp.3	1	0	0	2	0	3	6
192	<i>Augochloropsis</i> sp.4	5	0	0	0	0	0	5
193	<i>Augochloropsis</i> sp.5	3	0	0	0	0	1	4
194	<i>Augochloropsis</i> sp.6	2	1	2	1	8	7	21
195	<i>Augochloropsis</i> sp.7	0	0	1	0	0	0	1
196	<i>Augochloropsis</i> sp.9	2	1	1	1	0	0	5
197	<i>Augochloropsis</i> sp.12	0	0	1	0	0	0	1
198	<i>Augochloropsis sparsilis</i> (Vachal, 1903)	41	80	1	8	3	5	138
199	<i>Augochloropsis sympleres</i> Vachal, 1903	13	10	1	17	9	9	59
200	<i>Ceratalictus clonius</i> Brèthes, 1909	27	126	33	23	10	46	265
201	<i>Ceratalictus inflexus</i> Gonçalves, 2019	4	0	0	0	0	0	4
202	<i>Ceratalictus psoraspsis</i> Vachal, 1911	14	17	10	3	0	26	70
203	<i>Neocorynura atromarginata</i> Cockerell, 1901	0	0	4	0	0	5	9
204	<i>Neocorynura dilutipes</i> Vachal, 1904	0	0	0	0	1	4	5
205	<i>Neocorynura polybioides</i> Ducke, 1906	0	0	1	0	0	0	1
206	<i>Paroxystoglossa andromache</i> Schrottky, 1909	3	1	0	0	0	1	5
207	<i>Paroxystoglossa brachycera</i> Moure, 1960	4	0	0	0	3	1	8
208	<i>Paroxystoglossa jocasta</i> Schrottky, 1910	8	3	29	4	2	2	48
209	<i>Pseudaugochlora indistincta</i> Almeida, 2008	1	0	2	10	50	4	67
210	<i>Rhinocorynura crotonis</i> Ducke, 1906	0	1	0	0	0	1	2
211	<i>Rhinocorynura inflaticeps</i> Ducke, 1906	0	0	6	3	3	20	32
212	<i>Rhinocorynura vernoniae</i> Schrottky, 1914	0	0	0	0	0	2	2
213	<i>Rhinocorynura inflaticeps</i> Ducke, 1906	1	0	0	0	0	0	1
214	<i>Temnoma chapadae</i> Cockerell, 1901	0	1	0	0	1	1	3

N	ESPÉCIES	I_2002	I_2023	II_2003	II_2011	II_2012	II_2023	TOTAL
215	<i>Temnosoma</i> sp.3	0	4	0	0	0	0	4
216	<i>Thectochlora basiatra</i> Strand, 1910	3	42	17	9	21	8	100
217	<i>Thectochlora mixta</i> Gonçalves & Melo, 2006	0	0	1	0	0	0	1
	Halictini							
218	<i>Agapostemon (Notagapostemon) chapadensis</i> Cockerell, 1900	11	0	0	35	15	2	63
219	<i>Austrosphecodes inornatus</i> Schrottky, 1902	8	1	2	3	0	0	14
220	<i>Caenohalictus</i> sp.1	0	3	0	0	0	0	3
221	<i>Caenohalictus</i> sp.3	0	1	0	0	0	0	1
222	<i>Caenohalictus</i> sp.4	7	4	1	0	0	0	12
223	<i>Caenohalictus tessellatus</i> Moure, 1940	1	3	1	5	1	0	11
224	<i>Dialictus bruneriellus</i> Cockerell, 1918	0	1	1	6	0	2	10
225	<i>Dialictus micheneri</i> Moure, 1956	17	45	0	6	3	8	79
226	<i>Dialictus opacus</i> Moure, 1940	2	2	6	5	2	7	24
227	<i>Dialictus phaedrus</i> Schrottky, 1910	0	5	1	0	0	9	15
228	<i>Dialictus rostratus</i> Moure, 1947	11	3	26	50	55	13	158
229	<i>Dialictus</i> sp.	1	1	0	0	0	0	2
230	<i>Dialictus</i> sp.2	0	0	24	11	4	15	54
231	<i>Dialictus</i> sp.3	0	0	0	0	0	3	3
232	<i>Dialictus</i> sp.4	0	3	0	0	0	0	3
233	<i>Dialictus</i> sp.6	1	0	3	0	3	0	7
234	<i>Dialictus</i> sp.8	0	0	0	0	1	0	1
235	<i>Dialictus</i> sp.9	3	20	0	7	0	14	44
236	<i>Dialictus</i> sp.10	0	5	0	0	0	4	9
237	<i>Dialictus</i> sp.11	4	3	8	4	1	6	26
238	<i>Dialictus</i> sp.12	10	13	9	35	21	21	109
239	<i>Dialictus</i> sp.13	0	0	4	1	2	0	7
240	<i>Dialictus</i> sp.21	51	0	0	0	2	0	53
241	<i>Dialictus</i> sp.22	3	0	15	1	0	0	19
242	<i>Dialictus</i> sp.23	0	2	0	2	0	0	4
243	<i>Dialictus</i> sp.24	2	0	0	0	0	0	2
244	<i>Dialictus</i> sp.25	4	0	1	1	1	2	9
245	<i>Dialictus</i> sp.26	2	9	0	0	1	0	12
246	<i>Habralictus callichroma</i> Cockerell, 1901	0	7	0	0	0	0	7
247	<i>Melissoleptis capriciosa</i> Schrottky, 1906	1	0	0	0	0	0	1
248	<i>Pseudagapostemon (Brasilagapostemon) larocai</i> Cure, 1989	0	0	1	0	0	0	1
249	<i>Pseudagapostemon (Brasilagapostemon) tessellatus</i> Cure, 1989	0	1	1	21	6	1	30
250	<i>Pseudagapostemon (Neagapostemon) cyanomelas</i> Cure, 1989	0	1	0	0	0	0	1
251	<i>Pseudagapostemon (Pseudagapostemon) anasimus</i> Cure, 1989	2	0	0	0	0	0	2
252	<i>Pseudagapostemon (Pseudagapostemon) cyaneus</i> Moure & Sakagami, 1984	1	6	3	30	25	4	69
253	<i>Pseudagapostemon (Pseudagapostemon) ochromerus</i> Vachal, 1904	26	11	8	16	14	4	79

N	ESPÉCIES	I_2002	I_2023	II_2003	II_2011	II_2012	II_2023	TOTAL
254	<i>Pseudagapostemon (Pseudagapostemon) pruinosis</i> Moure & Sakagami, 1984 MEGACHILINAE	0	0	0	1	0	0	1
	Anthidiini							
255	<i>Ananthidium dilmae</i> Urban, 1992	1	0	2	3	2	3	11
256	<i>Anthidium sertanicola</i> Moure & Urban, 1964	2	2	0	1	2	2	9
257	<i>Anthidulum mourei</i> Urban, 1993	0	1	0	0	0	1	2
258	<i>Anthodioctes claudii</i> Urban, 1999	2	0	0	0	0	0	2
259	<i>Austrostelis iheringi</i> Schrottky, 1910	0	1	0	0	0	0	1
260	<i>Ctenanthidium gracile</i> Urban, 1993	0	2	0	0	0	0	2
261	<i>Dicranthidium gregarium</i> Schrottky, 1905	1	6	0	0	0	0	7
262	<i>Epanthidium aureocinctum</i> Urban, 1995	0	0	3	0	0	0	3
263	<i>Epanthidium nectarinioides</i> Schrottky, 1902	0	0	0	0	1	0	1
264	<i>Hypanthidioides flavofasciata</i> Schrottky, 1902	1	1	0	0	0	3	5
265	<i>Hypanthidium divaricatum</i> Smith, 1854	0	4	0	0	0	1	5
266	<i>Moureanthidium catarinense</i> Urban, 1995	2	0	0	0	0	0	2
267	<i>Moureanthidium subarenarium</i> Schwarz, 1933	0	7	0	0	0	1	8
268	<i>Saranthidium musciforme</i> Schrottky, 1902 Megachilini	2	0	0	0	0	0	2
269	<i>Coelioxys (Cyrtocoelioxys) sp.3</i>	2	0	0	0	0	2	4
270	<i>Coelioxys (Cyrtocoelioxys) sp.4</i>	0	0	0	0	1	1	2
271	<i>Coelioxys (Cyrtocoelioxys) sp.5</i>	1	0	0	0	0	1	2
272	<i>Coelioxys (Glyptocoelioxys) aff. cerasiopleura</i>	0	0	0	1	0	0	1
273	<i>Coelioxys (Glyptocoelioxys) aff. chacoensis</i>	0	1	0	0	6	2	9
274	<i>Coelioxys (Glyptocoelioxys) cerasiopleura</i> Holmberg, 1903	1	0	4	7	12	2	26
275	<i>Coelioxys (Glyptocoelioxys) chacoensis</i> Holmberg, 1903	0	0	0	4	3	0	7
276	<i>Coelioxys (Glyptocoelioxys) sp.1</i>	0	0	1	0	0	0	1
277	<i>Coelioxys (Neocoelioxys) praetextata</i> Haliday, 1836	1	0	0	0	4	0	5
278	<i>Coelioxys (Neocoelioxys) simillima</i> Smith, 1854	0	0	0	1	0	0	1
279	<i>Coelioxys sp.1</i>	0	0	0	2	2	0	4
280	<i>Coelioxys sp.2</i>	0	0	0	1	1	0	2
281	<i>Megachile (Acentron) lentifera</i> Vachal, 1909	3	3	3	4	9	11	33
282	<i>Megachile (Acentron) sp.1</i>	1	0	1	1	7	0	10
283	<i>Coelioxys (Acrocoelioxys) tolteca</i> Cresson, 1878	2	0	0	0	0	0	2
284	<i>Megachile (Austromegachile) fiebrigi</i> Schrottky, 1908	2	3	0	0	1	0	6
285	<i>Megachile (Austromegachile) trigonaspis</i> Schrottky, 1913	2	0	0	0	0	0	2
286	<i>Megachile (Chrysosarus) affabilis</i> Mitchell, 1930	2	0	2	0	1	0	5
287	<i>Megachile (Chrysosarus) diasi</i> Raw, 2006	1	0	0	3	5	0	9
288	<i>Megachile (Chrysosarus) inquirenda</i> Schrottky, 1913	0	0	2	7	2	2	13
289	<i>Megachile (Chrysosarus) sp.</i>	0	1	0	0	0	0	1
290	<i>Megachile (Chrysosarus) sp.1</i>	3	0	0	0	0	0	3

N	ESPÉCIES	I_2002	I_2023	II_2003	II_2011	II_2012	II_2023	TOTAL
291	<i>Megachile (Chrysosarus) sp.2</i>	0	0	0	2	6	0	8
292	<i>Megachile (Chrysosarus) sp.3</i>	0	1	0	0	0	0	1
293	<i>Megachile (Chrysosarus) sp.4</i>	0	3	0	0	0	1	4
294	<i>Megachile (Chrysosarus) sp.5</i>	0	1	0	0	0	0	1
295	<i>Megachile (Chrysosarus) sp.6</i>	0	1	0	0	0	0	1
296	<i>Megachile (Grafella) crotalariae</i> Schwitter, 1980	1	0	0	0	0	0	1
297	<i>Megachile iheringi</i> Schrottky, 1913	2	0	1	1	4	4	12
298	<i>Megachile (Leptorachis) aetheria</i> Mitchell, 1930	3	3	1	8	11	7	33
299	<i>Megachile (Leptorachis) aureiventris</i> Schrottky, 1902	7	2	1	10	13	3	36
300	<i>Megachile (Leptorachis) friesei</i> Schrottky, 1902	5	0	0	2	1	0	8
301	<i>Megachile (Leptorachina) sp.2</i>	0	0	0	1	1	0	2
302	<i>Megachile (Moureapis) aff. apicipennis</i> Schrottky, 1902	0	0	1	0	0	0	1
303	<i>Megachile (Moureapis) apicipennis</i> Schrottky, 1902	3	2	0	1	1	0	7
304	<i>Megachile (Moureapis) maculata</i> Smith, 1853	13	5	1	2	3	0	24
305	<i>Megachile (Moureapis) nigropilosa</i> Schrottky, 1902	0	2	0	4	6	2	14
306	<i>Megachile (Moureapis) sp.1</i>	0	1	0	0	0	0	1
307	<i>Megachile (Pseudocentron) curvipes</i> Smith, 1853	5	1	0	0	1	0	7
308	<i>Megachile (Pseudocentron) leucopogonites</i> Moure, 1944	0	0	0	0	2	0	2
309	<i>Megachile (Pseudocentron) sp.1</i>	0	0	0	0	1	0	1
310	<i>Megachile (Pseudocentron) sp.2</i>	0	1	0	0	0	0	1
311	<i>Megachile (Pseudocentron) sp.3</i>	0	1	0	0	0	0	1
312	<i>Megachile (Pseudocentron) sp.4</i>	0	0	0	0	0	1	1
313	<i>Megachile (Pseudocentron) sp.5</i>	0	0	0	0	0	1	1
314	<i>Megachile (Pseudocentron) terrestris</i> Schrottky, 1902	1	2	2	6	33	4	48
315	<i>Megachile (Tylomegachile) orba</i> Schrottky, 1913	2	1	0	1	0	0	4

## APÊNDICE II- LISTA DAS ESPÉCIES DE PLANTAS VISITADAS POR ABELHAS

N	ESPÉCIES	I_2002	I_2023	II_2003	II_2011	II_2012	II_2023	TOTAL
AMARANTHACEAE								
1	<i>Amaranthaceae sp1</i>	1	0	0	0	0	0	1
-2	<i>Gomphrena macrocephala</i> A.St.-Hil.	2	1	0	0	0	1	4
3	<i>Pfaffia tuberosa</i> (Spreng.) Hicken	1	0	1	7	0	0	9
ANACARDIACEAE								
4	<i>Litrhaea aroeirinha</i> March. Ex Warm.	18	0	0	0	0	0	18
APIACEAE								
5	<i>Eryngium canaliculatum</i> Cham. & Schltld.	0	0	1	0	0	2	3
6	<i>Eryngium elegans</i> Cham. & Schltld.	13	3	2	2	11	38	69
7	<i>Eryngium junceum</i> Cham. & Schltld.	135	70	82	11	13	159	470
8	<i>Eryngium sanguisorba</i> Cham. & Schltld.	7	0	3	0	0	0	10
Aquifoliaceae								
9	<i>Ilex theezans</i> Mart. ex Reissek	0	1	0	0	0	36	37
ARECACEAE								
10	<i>Allagoptera campestris</i> (Mart.) Kuntze	37	106	18	11	49	19	240
11	<i>Butia microspadix</i> Burret	7	21	2	15	10	6	61
12	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	0	93	0	0	0	0	93
ASTERACEAE								
13	<i>Achyrocline satureioides</i> (Lam.) DC.	0	8	0	0	0	0	8
14	<i>Aspilia foliacea</i> (Spreng.) Baker	0	0	0	29	4	0	33
15	<i>Aspilia floribunda</i> (Gardner) Baker	0	8	0	0	0	20	28
16	<i>Aspilia montevidensis</i> (Spreng.) Kuntze	0	0	12	1	1	0	14
17	<i>Aster hplopappus</i> (DC.) O Kuntze	1	0	1	0	0	0	2
18	Asteraceae sp.	0	0	0	0	0	1	1
19	Asteraceae sp.1	3	0	0	0	0	0	3
20	Asteraceae sp.4	3	0	0	24	17	0	44
21	<i>Baccharis articulata</i> (Lam.) Pers.	0	0	19	0	5	0	24
22	<i>Baccharis axillaris</i> DC.	49	10	155	0	0	1	215
23	<i>Baccharis brevifolia</i> DC.	0	0	3	0	0	0	3
24	<i>Baccharis caprariifolia</i> DC.	0	47	130	0	0	6	183
25	<i>Baccharis coridifolia</i> DC.	0	0	0	0	2	0	2
26	<i>Baccharis crispa</i> Spreng.	0	24	0	41	15	20	100
27	<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	0	2	18	0	4	18	42
28	<i>Baccharis helichrysoides</i> A P. DC.	0	0	1	0	0	0	1
29	<i>Baccharis linearifolia</i> (Lam.) Pers.	17	23	12	0	7	7	66
30	<i>Baccharis myricaefolia</i> DC.	0	0	0	7	0	0	7
31	<i>Baccharis myriocephala</i> DC.	26	2	4	0	0	30	62
32	<i>Baccharis pauciflosculosa</i> DC.	24	41	0	0	0	55	120
33	<i>Baccharis sphenophylla</i> Dusén ex Malme	0	0	0	0	0	23	23
34	<i>Baccharis tridentata</i> Vahl	0	2	0	0	0	4	6
35	<i>Baccharis trilobata</i> A.S.Oliveira & Marchiori	0	1	0	0	0	14	15
36	<i>Baccharis trimera</i> (Less.) DC.	1	0	28	0	0	0	29

37	<i>Baccharis uncinella</i> DC.	0	0	0	7	8	11	26
38	<i>Barrosoa betonicaeformis</i> (DC.) R.M.King & H.Rob.	0	3	0	0	0	0	3
39	<i>Bidens pilosa</i> L.	0	0	0	0	0	1	1
40	<i>Bidens squarrosa</i> Kunth	28	0	0	0	0	0	28
41	<i>Calea clauseniana</i> Baker	0	0	0	0	0	2	2
42	<i>Calea cuneifolia</i> DC.	0	0	0	6	0	0	6
43	<i>Calea marginata</i> S.F.Blake	2	8	0	9	18	3	40
44	<i>Calea mediterranea</i> (Vell.) Pruski	0	11	0	5	0	4	20
45	<i>Calea monocephala</i> Dusén	0	0	0	0	1	0	1
46	<i>Calea parviflora</i> Baker	32	0	13	0	0	0	45
47	<i>Calea triantha</i> (Vell.) Pruski	0	0	16	9	107	0	132
48	<i>Chaptalia integerrima</i> (Vell.) Burkart	2	1	0	0	0	0	3
49	<i>Chromolaena ascendens</i> (Sch.Bip. ex Baker) R.M.King & H.Rob.	0	13	0	0	0	0	13
50	<i>Chromolaena congesta</i> (Hook. & Arn.) R.M.King & H.Rob.	1	0	5	18	5	0	29
51	<i>Chromolaena gentianoides</i> (B.L.Rob.) R.M.King & H.Rob.	0	0	0	0	0	3	3
52	<i>Chromolaena laevigata</i> (Lam.) R.M.King & H.Rob.	2	27	0	20	24	62	135
53	<i>Chromolaena pedunculosa</i> (Hook. & Arn.) R.M.King & H.Rob.	0	2	0	0	0	0	2
54	<i>Chrysolaena cognata</i> (Less.) Dematt.	10	0	18	0	0	0	28
55	<i>Chrysolaena lithospermifolia</i> (Hieron.) H.Rob.	0	0	0	91	54	0	145
56	<i>Chrysolaena platensis</i> (Spreng.) H.Rob.	64	37	39	0	0	64	204
57	<i>Chrysolaena simplex</i> (Less.) Dematt.	3	6	0	0	2	0	11
58	<i>Conyza bonariensis</i> (L.) Cronquist	1	7	0	0	0	2	10
59	<i>Conyza primuliflora</i> (Lam.) Cuatrec & Lauteig	0	11	0	0	0	0	11
60	<i>Disynaphia calyculata</i> (Hook. & Arn.) R.M.King & H.Rob.	0	0	0	3	4	0	7
61	<i>Disynaphia filifolia</i> (Hassl.) R.M.King & H.Rob.	3	4	3	0	0	3	13
62	<i>Elephantopus mollis</i> Kunth	0	30	0	4	3	25	62
63	<i>Eupatorium</i> sp.1	3	0	0	0	0	0	3
64	<i>Eupatorium</i> sp.2	2	0	0	0	0	0	2
65	<i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabrera	0	0	0	0	12	0	12
66	<i>Grazielia intermedia</i> (DC.) R.M.King & H.Rob	33	15	3	3	20	39	113
67	<i>Grazielia multifida</i> (DC.) R.M.King & H.Rob.	0	0	5	0	1	0	6
68	<i>Gyptis tanacetifolia</i> (Gillies ex Hook. & Arn.) D.J.N. Hind & Flann	10	0	0	0	0	0	10
69	<i>Heterocondylus pumilus</i> (Gardner) R.M.King & H.Rob.	0	11	0	0	9	2	22
70	<i>Hieracium urvillei</i> Sch. Bip.	3	0	1	0	0	0	4
71	<i>Hypochaeris radicata</i> L.	0	16	0	67	15	14	112
72	<i>Isostigma peucedanifolium</i> (Spreng.) Less.	0	0	0	4	36	3	43
73	<i>Lessingianthus argenteus</i> (Less.) H.Rob.	0	1	0	2	7	0	10
74	<i>Lessingianthus brevifolius</i> (Less.) H.Rob.	0	5	0	0	0	9	14
75	<i>Lessingianthus bupleurifolius</i> (DC.) H.Rob.	30	0	12	0	0	0	42

76	<i>Lessingianthus erythrophilus</i> (DC.) H.Rob.	0	0	0	0	0	5	5
77	<i>Lessingianthus grandiflorus</i> (Less.) H.Rob.	3	8	5	11	15	2	44
78	<i>Lessingianthus macrocephalus</i> (Less.) H.Rob.	0	0	0	3	0	0	3
79	<i>Lessingianthus polyphyllus</i> (Sch.Bip. ex Baker) H.Rob.	0	0	0	42	32	11	85
80	<i>Lessingianthus rubricaulis</i> (Humb. & Bonpl.) H.Rob.	2	5	0	0	0	0	7
81	<i>Mikania hirsutissima</i> DC.	0	0	0	2	0	1	3
82	<i>Mikania micrantha</i> Kunth	2	0	1	0	0	0	3
83	<i>Mikania oblongifolia</i> DC.	6	4	1	0	0	0	11
84	<i>Mikania officinalis</i> Mart.	0	0	0	0	0	3	3
85	<i>Moquiniastrum paniculatum</i> (Less.) G. Sancho	0	0	0	0	0	1	1
86	<i>Moquiniastrum polymorphum</i> (Less.) G. Sancho	0	7	0	0	0	8	15
87	<i>Orthopappus angustifolius</i> (Sw.) Gleason	2	2	0	0	0	1	5
88	<i>Perezia catharinensis</i> Cabrera	1	0	0	0	0	0	1
89	<i>Piptocarpha axillaris</i> (Less.) Baker	0	0	0	1	0	0	1
90	<i>Pterocaulon alopecuroides</i> (Lam.) DC.	0	0	1	0	0	0	1
91	<i>Pterocaulon angustifolium</i> DC.	22	0	22	3	6	0	53
92	<i>Rhabdocaulon lavanduloides</i> (Benth.) Epling	0	0	7	0	0	0	7
93	<i>Senecio brasiliensis</i> (Spreng.) Less.	12	20	41	8	43	47	171
94	<i>Senecio oleosus</i> Vell.	1	23	22	133	89	38	306
95	<i>Solidago chilensis</i> Meyen	0	13	0	2	0	0	15
96	<i>Solidago microglossa</i> DC.	1	0	0	0	0	0	1
97	<i>Stenocephalum megapotamicum</i> (Spreng.) Sch.Bip.	0	2	6	27	13	2	50
98	<i>Stevia gardneriana</i> Baker	1	0	1	0	0	0	2
99	<i>Symphiopappus casarettoi</i> B.L.Rob.	6	0	0	0	0	0	6
100	<i>Symphiopappus compressus</i> (Gardner) B.L.Rob.	20	3	5	0	0	106	134
101	<i>Trichocline speciosa</i> Less.	2	0	1	1	0	0	4
102	<i>Trixis nobilis</i> (Vell.) Katinas	57	45	0	0	0	4	106
103	<i>Verbesina sordescens</i> DC.	194	14	1	4	29	11	253
104	<i>Vernonanthura crassa</i> (Vell.) H.Rob.	26	21	0	0	0	3	50
105	<i>Vernonanthura grandiflora</i>	0	0	0	3	1	0	4
106	<i>Vernonanthura nudiflora</i> (Less.) H.Rob.	4	20	5	9	40	27	105
107	<i>Vernonanthura oligolepis</i> (Sch.Bip. ex Baker) H.Rob.	48	18	0	3	5	0	74
108	<i>Vernonanthura westiniana</i> (Less.) H.Rob.	0	0	0	0	0	9	9
109	<i>Vernonia discolor</i> (Spreng.) Less.	0	24	0	0	0	0	24
110	<i>Vernonieae</i> sp.1	0	0	1	0	0	0	1
111	<i>Vernonieae</i> sp.2	0	0	2	0	0	0	2
112	<i>Viguiera aspiliodies</i> Baker	16	0	7	0	0	0	23
113	<i>Viguiera trichophylla</i> Dusén	7	0	0	0	0	0	7
114	<i>Vittetia orbiculata</i> (DC.) R.M.King & H.Rob.		0		1	0	0	1
BIGNONIACEAE								
115	<i>Jacaranda oxyphylla</i> Cham.	0	0	9	14	35	16	74

	BORAGINACEAE							
116	<i>Moritzia dusenii</i> I.M.Johnst.	0	1	31	34	11	5	82
	BROMELIACEAE							
117	<i>Dyckia tuberosa</i> (Vell.) Beer	0	3	0	0	0	0	3
	CACTACEAE							
118	<i>Parodia ottonis</i> var. <i>villa-velhensis</i> (Backeb. & Voll) N.P.Taylor	27	0	0	0	0	0	27
	CAMPANULACEAE							
119	<i>Campanulaceae</i> sp.1	1	0	0	0	0	0	1
120	<i>Lobelia camporum</i> Pohl	0	1	2	4	0	0	7
121	<i>Wahlenbergia linarioides</i> (Lam.) DC.	10	0	0	0	0	0	10
	CARYOPHYLLACEAE							
122	<i>Cerastium dicotrichum</i> Fenzl ex Rohrb.	0	1	0	0	0	1	2
123	<i>Stellaria media</i> (L.) Vill.	3	0	0	0	0	0	3
	CELASTRACEAE							
124	<i>Maytenus robusta</i> Reissek	12	0	1	3	0	0	16
	CLETHRACEAE							
125	<i>Clethra scabra</i> Pers.	3	25	0	1	1	4	34
	COMMELINACEAE							
126	<i>Commelina elegans</i> Kunth	1	0	0	0	0	0	1
127	<i>Tradescantia cerinthoides</i> Kunth	1	2	0	0	0	0	3
	CONVOLVULACEAE							
128	<i>Cuscuta racemosa</i> Mart.	0	0	1	0	0	0	1
129	<i>Cuscuta</i> sp.1	2	0	0	0	0	0	2
130	<i>Evolvulus sericeus</i> Sw.	0	0	1	0	0	0	1
131	<i>Evolvulus</i> sp.1	0	0	1	0	0	0	1
132	<i>Ipomoea bonariensis</i> Hook.	0	6	0	0	0	5	11
133	<i>Ipomoea delphinioides</i> Chaisy	12	3	0	0	0	0	15
134	<i>Ipomoea maurandioides</i> Meisn.	0	0	0	10	7	0	17
135	<i>Ipomoea</i> sp.1	3	0	0	0	0	0	3
136	<i>Ipomoea</i> sp.2	0	0	1	0	0	0	1
	CYPERACEAE							
137	<i>Rhynchospora setigera</i> (Kunth) Griseb.	17	0	1	0	0	1	19
	ERICACEAE							
138	<i>Agarista pulchella</i> Cham. ex G.Don		0		7	6	3	16
	ERIOCAULACEAE							
139	<i>Eriocaulon dictyophyllum</i> Mart. ex Körn.	8	0	0	0	0	0	8
140	<i>Paepalanthus</i> sp.1	1	0	0	0	0	0	1
	ERYTHROXYLACEAE							
141	<i>Erythroxylum campestre</i> A.St.-Hil.	0	0	11	0	0	0	11
142	<i>Erythroxylum deciduum</i> A.St.-Hil.	0	13	0	0	0	0	13
143	<i>Erythroxylum microphyllum</i> A.St.-Hil.	0	0	0	0	0	1	1
	EUPHORBIACEAE							
144	<i>Croton antisyphiliticus</i> Mart.	1	3	7	2	1	3	17

145	<i>Croton heterodoxus</i> Baill.	0	0	0	3	20	0	23
146	<i>Croton pallidulus</i> Baill.	5	0	26	0	0	0	31
147	<i>Julocroton humilis</i> Didr.	1	0	0	0	0	2	3
FABACEAE								
148	<i>Centrosema virginianum</i> (L.) Benth.	29	0	0	0	0	0	29
149	<i>Cerradicola boavista</i> (Vell.) L.P. Queiroz	1	5	0	0	0	0	6
150	<i>Chamaecrista cathartica</i> (Mart.) H.S. Irwin & Barneby	0	0	0	0	0	1	1
151	<i>Chamaecrista desvauxii</i> (Collad.) Killip	15	0	44	1	4	8	72
152	<i>Chamaecrista punctata</i> (Vogel) H.S. Irwin & Barneby	3	0	56	27	192	0	278
153	<i>Chamaecrista ramosa</i> (Vogel) H.S. Irwin & Barneby	0	0	0	0	0	6	6
154	<i>Chamaecrista rotundifolia</i> (Pers.) Greene	0	8	0	0	0	0	8
155	<i>Collaea speciosa</i> (Loisel.) DC.	0	0	0	1	8	0	9
156	<i>Crotalaria hilariana</i> Benth.	0	1	3	0	0	9	13
157	<i>Crotalaria micans</i> Link	23	13	0	3	7	0	46
158	<i>Ctenodon falcatus</i> (Poir.) D.B.O.S. Cardoso, P.L.R. Moraes & H.C. Lima	0	4	0	0	0	0	4
159	<i>Desmodium barbatum</i> (L.) Benth.	0	0	0	0	0	1	1
160	<i>Eriosema crinitum</i> (Kunth) G. Don	0	0	4	0	0	0	4
161	<i>Eriosema glabrum</i> Mart. ex Benth.	6	8	3	5	7	5	34
162	<i>Eriosema heterophyllum</i> Benth.	0	1	0	1	0	0	2
163	<i>Galactia neesii</i> DC.	0	0	1	7	0	0	8
164	<i>Macroptilium prostratum</i> (Benth.) Urb.	0	0	0	15	0	0	15
165	<i>Mimosa daleoides</i> Benth.	1	0	5	0	0	0	6
166	<i>Mimosa dolens</i> var. <i>acerba</i> (Benth.) Barneby	0	3	0	0	6	7	16
167	<i>Mimosa dolens</i> Vell.	0	0	1	0	0	0	1
168	<i>Mimosa dolens</i> Vell. var. <i>dolens</i>	0	0	0	1	0	0	1
169	<i>Mimosa dolens</i> var. <i>rudis</i> (Benth.) Barneby	0	0	0	15	3	0	18
170	<i>Pomaria pilosa</i> (Vogel) B.B. Simpson & G.P. Lewis	0	0	0	7	0	0	7
171	<i>Pomaria stipularis</i> (Vogel) B.B. Simpson & G.P. Lewis	0	0	0	1	0	0	1
172	<i>Stylosanthes bracteata</i> Vogel	0	0	2	0	0	0	2
173	<i>Stylosanthes gracilis</i> Kunth	6	0	0	0	0	0	6
174	<i>Zornia cryptantha</i> Arechav.	4	0	0	0	0	1	5
GESNERIACEAE								
175	<i>Sinningia allagophylla</i> (Mart.) Wiehler	0	0	0	0	1	0	1
176	<i>Sinningia canescens</i> (Mart.) Wiehler	2	0	0	0	0	0	2
IRIDACEAE								
177	<i>Gelasine coerulea</i> (Vell.) Ravenna		0		4	3	0	7
178	<i>Iridaceae</i> sp.1	1	0	0	0	0	0	1
179	<i>Sisyrinchium brasiliense</i> (Ravenna) Ravenna	0	1	0	4	0	1	6
180	<i>Sisyrinchium micranthum</i> Cav.	1	0	0	1	0	0	2
181	<i>Sisyrinchium nidulare</i> (Hand.-Mazz.) I.M. Johnston.	0	0	9	0	0	2	11
182	<i>Sisyrinchium restioides</i> Spreng.	2	0	1	0	1	0	4

183	<i>Sisyrinchium vaginatum</i> Spreng.	2	0	1	36	1	0	40
184	<i>Trimezia spathata</i> (Klatt) Baker	0	2	0	0	0	0	2
LAMIACEAE								
185	<i>Aegiphila verticillata</i> Vell.	0	0	0	0	0	1	1
186	<i>Cantinoa althaeifolia</i> (Pohl ex Benth.) Harley & J.F.B.Pastore	0	0	0	0	0	14	14
187	<i>Gelasine coerulea</i> (Vell.) Ravenna	0	0	4	0	0	0	4
188	<i>Hyptis apertiflora</i> Epling	0	0	0	11	2	0	13
189	<i>Peltodon rugosus</i> Tolm.	23	3	26	28	16	6	102
190	<i>Rhabdocaulon erythrostachys</i> Epling	0	0	0	0	0	1	1
191	<i>Rhabdocaulon gracile</i> (Benth.) Epling	0	0	0	9	20	0	29
192	<i>Rhabdocaulon lavanduloides</i> (Benth.) Epling	0	0	0	0	1	1	2
193	<i>Salvia aliciae</i> E.P.Santos	0	0	0	27	0	0	27
194	<i>Salvia lachnostachys</i> Benth.	23	1	40	11	37	1	113
LYTHRACEAE								
195	<i>Cuphea calophylla</i> Cham. & Schltldl.	0	0	3	6	0	0	9
196	<i>Cuphea glutinosa</i> Cham. & Schltldl.	0	0	0	7	1	0	8
197	<i>Cuphea linarioides</i> Cham. & Schltldl.	1	0	0	4	3	0	8
MALPIGHIACEAE								
198	<i>Aspicarpa pulchella</i> (Griseb.) O'Donnell & Lourteig	1	4	0	1	0	3	9
199	<i>Byrsonima brachybotrya</i> Nied.	0	8	1	0	0	14	23
200	<i>Byrsonima intermedia</i> A.Juss.	6	1	0	4	7	0	18
201	<i>Byrsonima psilandra</i> Griseb.	1	14	1	0	4	3	23
202	<i>Byrsonima variabilis</i> A.Juss.	0	0	0	0	0	2	2
203	<i>Byrsonima verbascifolia</i> (L.) DC.	4	13	0	0	0	0	17
MALVACEAE								
204	<i>Hibiscus</i> sp.1	0	0	0	0	2	0	2
205	<i>Peltaea edouardii</i> (Hochr.) Krapov. & Cristóbal	9	10	2	8	15	5	49
206	<i>Sida acuta</i> Burm.f.	8	3	0	0	19	0	30
207	<i>Sida macrodon</i> A.DC.	3	0	0	4	0	2	9
MELASTOMATACEAE								
208	<i>Acisanthera alsinaefolia</i> (Mart. & Schrank ex DC.) Triana	3	1	1	3	0	3	11
209	<i>Leandra aurea</i> (Cham.) Cogn.	0	2	0	0	0	2	4
210	<i>Leandra simplicicaulis</i> (Naudin) Cogn.	0	0	0	0	2	0	2
211	<i>Leandra</i> sp.1	1	0	0	0	0	0	1
212	<i>Miconia cinerascens</i> Miq.	0	0	0	0	0	4	4
213	<i>Miconia hyemalis</i> A.St.-Hil. & Naudin	0	0	0	6	0	6	12
214	<i>Miconia theaezans</i> (Bonpl.) Cogn.	0	0	0	0	2	7	9
215	<i>Tibouchina gracilis</i> (Bonpl.) Cogn.	0	0	0	18	8	0	26
216	<i>Tibouchina martialis</i> (Cham.) Cogn.	0	0	2	0	2	0	4
217	<i>Tibouchina</i> sp.	0	0	2	0	0	0	2
MYRTACEAE								
218	<i>Campomanesia adamantium</i> (Cambess.) O.Berg	0	0	19	14	7	0	40

219	<i>Eugenia puniceifolia</i> (Kunth) DC.	5	4	0	0	0	0	9
220	<i>Myrciaria delicatula</i> (DC.) O.Berg	10	0	0	0	0	0	10
221	Myrtaceae sp.2	0	0	0	1	0	0	1
222	Myrtaceae sp.3	0	0	0	9	0	0	9
223	<i>Psidium cinereum</i> Mart. ex DC.	0	0	4	0	0	0	4
ORQUIDACEAE								
224	Orquidaceaea sp.1	1	0	0	0	0	0	1
OXALIDACEAE								
225	<i>Oxalis conorrhiza</i> Jacq.	0	0	11	0	0	3	14
226	<i>Oxalis hispidula</i> Zucc.	1	0	0	0	0	0	1
227	<i>Oxalis</i> sp.1	4	0	0	0	0	0	4
PASSIFLORACEAE								
228	<i>Passiflora lepidota</i> Mast.	1	1	0	0	0	0	2
PLANTAGINACEAE								
229	<i>Angelonia integerrima</i> Spreng.	1	15	0	7	36	0	59
POLYGALACEAE								
230	<i>Polygala lycopodioides</i> Chod.	0	0	5	0	0	0	5
PORTULACEAE								
231	<i>Portulaca</i> sp.	2	0	0	0	0	0	2
RHAMNACEAE								
232	<i>Frangula sphaerosperma</i> (Sw.) Kartesz & Gandhi	0	0	20	0	13	35	68
ROSACEAE								
233	<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	0	0	0	0	0	2	2
RUBIACEAE								
234	<i>Borreria brachystemonoides</i> Cham. & Schltdl.	0	3	0	0	0	7	10
235	<i>Borreria paranaensis</i> E.L.Cabral & Bacigalupo	0	0	0	5	0	2	7
236	<i>Borreria poaya</i> (A.St.-Hil.) DC.	15	38	38	42	37	27	197
237	<i>Borreria suaveolens</i> G. Mey.	0	0	2	0	0	0	2
238	<i>Borreria verticillata</i> (L.) G.Mey.	40	61	3	19	10	4	137
239	<i>Coccocypselum lanceolatum</i> (Ruiz & Pav.) Pers.	0	3	0	0	0	4	7
240	<i>Galianthe elegans</i> E.L.Cabral	6	0	58	48	35	21	168
241	<i>Palicourea rigida</i> Kunth	0	1	0	0	0	0	1
SALICICACEAE								
242	<i>Casearia decandra</i> Jacq.	0	0	0	0	0	3	3
243	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	0	44	0	0	0	3	47
SAPINDACEAE								
244	<i>Serjania reticulata</i> Cambess.	1	0	0	0	0	0	1
SCROPHULARIACEAE								
245	<i>Buddleja elegans</i> Cham. & Schltdl.	0	0	0	1	0	0	1
SOLANACEAE								
246	<i>Calibrachoa linoides</i> (Sendtn.) Wijsman	1	15	5	0	37	0	58
247	<i>Calibrachoa paranensis</i> (Dusén) Wijsman	7	72	1	0	0	0	80
248	Solanaceae sp.2	0	0	0	16	0	0	16

249	<i>Solanum aculeatissimum</i> Jacq.	0	0	0	0	1	0	1
250	<i>Solanum didymum</i> Dunal	0	0	0	0	0	8	8
251	<i>Solanum pseudocapsicum</i> L.	0	0	0	2	0	0	2
Symlocaceae								
252	<i>Symplocos tenuifolia</i> Brand	0	0	0	0	0	13	13
253	<i>Symplocos pentandra</i> (Mattos) Occhioni ex Aranha	3	0	123	0	0	0	126
TURNERACEAE								
254	<i>Piriqueta taubatensis</i> (Urb.) Arbo	0	0	0	2	0	0	2
VERBENACEAE								
255	<i>Lantana fucata</i> Lindl.	4	0	2	0	0	1	7
256	<i>Lippia hirta</i> (Cham.) Meisn. ex D. Dietr.	0	0	0	4	0	0	4
257	<i>Lippia lupulina</i> Cham.	7	5	1	12	0	0	25
258	<i>Verbena brasiliensis</i> Vell.	0	0	7	0	0	0	7
259	<i>Verbena hirta</i> Spreng.	2	4	9	35	67	37	154
260	Verbenaceae sp.2	0	0	0	1	0	0	1
VIVIANIACEAE								
261	<i>Viviania albiflora</i> (Cambess.) Reiche	20	32	0	0	0	0	52