

VERSÃO CORRIGIDA

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
FACULDADE DE FILOSOFIA, CIÊNCIAS E LETRAS DE RIBEIRÃO PRETO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENTOMOLOGIA

“Abelhas da tribo Euglossini (Hymenoptera, Apidae) na Serra do Japi, Jundiaí, São Paulo:
24 anos após a primeira amostragem”

Isabela Aparecida Oliveira Lima

Dissertação apresentada à Faculdade de Filosofia,
Ciências e Letras de Ribeirão Preto da Universidade
de São Paulo, como parte das exigências para
obtenção do título de Mestre em Ciências, obtido no
Programa de Pós-Graduação em Entomologia.

Ribeirão Preto - SP
(2023)

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
FACULDADE DE FILOSOFIA, CIÊNCIAS E LETRAS DE RIBEIRÃO PRETO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENTOMOLOGIA

“Abelhas da tribo Euglossini (Hymenoptera, Apidae) na Serra do Japi, Jundiaí, São Paulo:
24 anos após a primeira amostragem”

Isabela Aparecida Oliveira Lima

Dissertação apresentada à Faculdade de Filosofia,
Ciências e Letras de Ribeirão Preto da Universidade
de São Paulo, como parte das exigências para
obtenção do título de Mestre em Ciências, obtido no
Programa de Pós-Graduação em Entomologia.

Orientadora: Prof^a Isabel Alves dos Santos

Ribeirão Preto - SP
(2023)

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

Lima, Isabela Aparecida Oliveira

Abelhas da tribo Euglossini
(Hymenoptera, Apidae) na Serra do Japi, Jundiá, São
Paulo: 24 anos após a primeira amostragem. Ribeirão
Preto, 2023.
61 p.

Dissertação apresentada à Faculdade de
Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto da
Universidade de São Paulo, como parte das exigências
para obtenção do título de Mestre em Ciências, obtido
no Programa de Pós-Graduação. Área: Entomologia.

Orientadora: Isabel Alves dos Santos

1. Abelhas Euglossini. 2. Serra do Japi. 3.
Ecologia de paisagem. 4. Bioindicadores

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho à minha mãe e irmã, Glória e Lívia,
e a todos aqueles que se dedicam a perseguir o sonho da pós-graduação no Brasil.

AGRADECIMENTOS

À professora Isabel Alves dos Santos pela oportunidade.

Ao Dr. Carlos Eduardo Pereira Nunes (Coquinho) pela paciência e disposição em ensinar e ouvir.

Ao professor Martín Pareja do IB da UNICAMP pela imensa gentileza e generosidade.

Ao professor José Roberto Trigo pela orientação severa e pouco ortodoxa, por ter nos inculcido curiosidade e amor à pesquisa, por ter acreditado em mim antes de mim mesma e ter se colocado ao meu lado quando precisei. Sempre sentiremos sua falta.

À professora Sílvia Gatti do Instituto de Biologia da UNICAMP pela competência, bondade e senso de justiça, sempre infalíveis. Muito obrigada. Sem sua generosidade nada disso teria sido possível.

Ao professor Carlos Garófalo da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras da USP de Ribeirão Preto pela paciência quase infundável, pela gentileza e pelo seu tempo, muito obrigada.

À Renata Cavallari, secretária do Programa de Pós-Graduação em Entomologia de Ribeirão Preto, pela competência sem precedentes e humanidade. Se todos tivessem pessoas como você no caminho, o fardo da vida acadêmica seria muito mais leve.

À banca examinadora, professores Guaraci Cordeiro e Wilson Frantine pelos comentários e pelo tempo despendido ao ler este trabalho. E também pela gentileza ao tecer críticas e sugestões.

Ao pessoal da Reserva Ecológica da Serra do Japi em Jundiá por me recepcionar. Ao Ronaldo, dona Eleonor e Ramirez pelo trabalho, pelas conversas e pela gentileza em me receberem bem e ao pessoal da Floresta Estadual Edmundo Navarro de Andrade de Rio Claro, também pela recepção e paciência com minhas muitas dúvidas.

Aos meus colegas de laboratório pelas reuniões, por dividirem seu imenso conhecimento, pelos cafés e pelas sugestões valiosas.

Aos meus amigos Amanda, Bárbara, Bibi, Caique, Fayga, Fernanda, Gabi, Gustavo, Jhenifer, Júlia, Luan, Sarah e Thaís por compartilharem um pouco de vocês comigo, pela parceria, pelas risadas, por estarem aqui, por serem vocês. Ao Paulo por ter trilhado esse caminho comigo, mais de uma vez me puxando pela mão e por ter me dado a confiança necessária para seguir em frente.

À minha família, mãe e irmã, pelo apoio inabalável, por dividirem as muitas alegrias e tristezas, por terem sonhado esse sonho comigo desde a graduação, por torcerem, por estarem do meu lado, por tudo ontem, hoje e sempre.

Ao Black, Olga e Brunner pelo amor constante.

À todos aqueles que sentaram numa mesa de bar para me ouvir falar da minha dissertação e todos aqueles à quem eu mostrei inúmeras fotos de abelhas ao longo desses últimos dois anos.

Ao programa de bolsas de mestrado do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), à verba PROEX do Programa de Pós-Graduação em Entomologia e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo apoio à pesquisa.

Às muitas mãos e mentes que construíram esse projeto do zero comigo.

À você, Querido Leitor.

Obrigada.

RESUMO

Lima, I. A. O. “**Abelhas da tribo *Euglossini* (Hymenoptera, Apidae) na Serra do Japi, Jundiá, São Paulo: 24 anos após a primeira amostragem**”. Dissertação – Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto da Universidade de São Paulo, 2023, 61 folhas.

As abelhas da tribo *Euglossini* são amplamente conhecidas por sua associação com a família *Orchidaceae*, principalmente devido ao seu comportamento de coletar compostos aromáticos oferecidos por estas plantas como recompensa floral. Os euglossíneos ocupam florestas Neotropicais, entre elas a Mata Atlântica, um território originalmente presente em grande parte da porção costeira do Brasil, mas agora reduzido a uma pequena parcela de sua extensão. Esse projeto levantou dados sobre a comunidade de abelhas *Euglossini*, na Reserva Biológica da Serra do Japi, município de Jundiá, no mesmo local amostrado há 24 anos. Foi aplicada a metodologia de coleta ativa com iscas aromáticas, porém a amostragem foi concentrada nas estações de primavera e verão, entre setembro/2022 e março/2023. Foram utilizados os compostos aromáticos eugenol, eucaliptol e vanilina em iscas de algodão. Foi feita a comparação entre a composição da comunidade atual de abelhas *Euglossini* e a registrada 24 anos atrás. As espécies *Eufriesea violacea* e *Eulaema nigrita* foram as mais abundantes e consideradas bioindicadores da comunidade. De acordo com a plataforma de monitoramento MapBiomas, foi constatada perda de quase 10% de floresta nativa desde 1996, com consequente aumento da área urbana. A riqueza de espécies de *Euglossini* permaneceu semelhante na Reserva do Japi, porém a composição das espécies demonstra algumas alterações, como por exemplo a ausência de três espécies de *Euglossa*: *Euglossa fimbriata*, *Euglossa annectans* e *Euglossa violaceifrons*. As diferenças e semelhanças encontradas na fauna de *Euglossini* são discutidas com relação à qualidade do fragmento florestal da Serra do Japi.

PALAVRAS-CHAVE: Euglossíneos, Mata Atlântica, fragmentação, bioindicador, inventário.

ABSTRACT

Lima, I. A. O. “**Bees from the *Euglossini* tribe (*Hymenoptera*, *Apidae*) in Serra do Japi, Jundiaí, São Paulo: 24 years after the first sampling**”. Dissertação – Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto da Universidade de São Paulo, 2023, 61 folhas.

The bees of the Euglossini tribe are widely known for their association with the Orchidaceae family, mainly due to their behavior of collecting aromatic compounds offered by these plants as floral rewards. The euglossines occupy Neotropical forests, including the Atlantic Forest, a territory originally present in much of the coastal portion of Brazil, but now reduced to a small portion of its extension. This project collected data on the Euglossini bee community in the Serra do Japi Biological Reserve, in the municipality of Jundiaí, at the same site sampled 24 years ago. The methodology of active sampling with aromatic baits was applied, but the sampling was concentrated in the spring and summer seasons, between September/2022 and March/2023. The aromatic compounds eugenol, eucalyptol and vanillin were used in cotton baits. A comparison was made between the composition of the current community of Euglossini bees and that recorded 24 years ago. The species *Eufriesea violacea* and *Eulaema nigrita* were the most abundant and considered bioindicators of the community. According to the MapBiomas monitoring platform, there has been a loss of almost 10% of native forest since 1996, with a consequent increase in the urban area. The species richness of Euglossini remained similar in the Japi Reserve, but the species composition showed some changes, such as the absence of three *Euglossa* species: *Euglossa fimbriata*, *Euglossa annectans* and *Euglossa violaceifrons*. The differences and similarities found in the Euglossini fauna are discussed in relation to the quality of the Serra do Japi forest fragment.

KEYWORDS: Euglossines, Atlantic Forest, fragmentation, bioindicator, inventory.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	10
Efeitos das mudanças na paisagem e na fauna	10
<i>Euglossini</i>	11
<i>Euglossini como bioindicadores</i>	12
Objetivos	15
METODOLOGIA	16
1.1. Material e métodos	16
1.1.1. Área de estudo	16
1.1.2. Amostragem	17
1.1.3. Identificação e depósito do material	21
1.1.4. Análise dos dados	21
1.1.5. Dados meteorológicos	22
RESULTADOS	25
2.1. A fauna de abelhas <i>Euglossini</i> na Serra do Japi	25
2.2. Iscas aromáticas	28
2.3. Riqueza e diversidade da comunidade de abelhas da tribo <i>Euglossini</i>	29
2.4. Mudanças no uso do solo ao redor da área de estudo	30
DISCUSSÃO	41
REFERÊNCIAS	47
APÊNDICE I	56
APÊNDICE II	58

INTRODUÇÃO

Efeitos das mudanças na paisagem e na fauna

Antropoceno é o novo tempo geológico caracterizado pelo impacto da espécie humana na dinâmica do planeta. Apesar dos cinco grandes eventos de extinção pelos quais o planeta Terra já passou, aceleramos este processo (Ceballos *et al.*, 2015). Desde o ano de 1500, 338 vertebrados foram extintos (IUCN, 2015). No que diz respeito aos invertebrados, as informações são menos precisas. Na Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da *International Union for Conservation of Nature* (IUCN), das 3.623 espécies de invertebrados terrestres listados, 43% estão ameaçadas de extinção. Apesar da dificuldade em monitorar animais invertebrados, Dirzo *et al.* (2014) demonstrou declínio global de 45% na abundância de 452 espécies de invertebrados terrestres monitorados desde 1970.

A retirada da cobertura vegetal com a ocupação do território para expansão urbana ou agrícola geram impactos profundos e danosos em termos de perda na riqueza de espécies (Dirzo *et al.*, 2014; Pimm *et al.*, 2014; McCauley *et al.*, 2015b). Há uma estimativa de que aproximadamente 40% da superfície terrestre foi transformada em pastagem ou terras agrícolas (Foley *et al.*, 2005), em torno de 129 milhões de hectares de floresta nativa foram perdidos desde os anos noventa (FAO, 2015). Além disso, as taxas de perda de cobertura vegetal de florestas tropicais persistem em quase 75 mil km²/ano, ou 0,45% por ano (Hansen *et al.*, 2013).

A expansão humana e o impacto ambiental gerado pela retirada de vegetação nativa afeta todas as unidades geográficas do planeta. Tais unidades geográficas são tratadas como paisagens pelo ramo da ecologia chamado ecologia de paisagem.

Em 1986, Forman e Godron definiram paisagem como “uma área heterogênea de terra composta por um aglomerado de componentes interativos que se repetem em um formato semelhante” distinguíveis por suas 5 características marcantes: 1. um aglomerado de ecossistemas, 2. as interações ou fluxos entre esses ecossistemas aglomerados, 3. o clima e geomorfologia, 4. o conjunto de perturbações e 5. a abundância relativa de ecossistemas dentro desse agrupamento. As paisagens são heterogêneas, ou seja, seus componentes são diversos (Turner, Gardner & O’Neill, 2001). Estudos da paisagem enfatizam a existência de elementos bióticos e abióticos e suas consequências ecológicas (Turner, 2005). Li e Reynolds (1995)

definem heterogeneidade como a complexidade e/ou variabilidade da propriedade de um sistema no espaço e/ou tempo. A propriedade de um sistema pode ser qualquer atributo de interesse ecológico, como temperatura, umidade, trajeto que uma fonte de água percorre no solo ou disposição de uma certa planta no ambiente.

A ecologia de paisagem se dedica ao estudo da interação entre padrões espaciais desses componentes e seus processos ecológicos, levando em consideração a extensão e configuração geográfica dos elementos (Manel *et al.*, 2003).

Euglossini

A tribo Euglossini (Hymenoptera, Apidae) é composta por abelhas caracterizadas pela glossa extremamente longa e integumento de cores metálicas com pilosidade esparsa (Dressler, 1982; Cameron, 2004). Possui distribuição neotropical e é composta por 5 gêneros: *Euglossa* Latreille com 78 espécies, *Eulaema* Lepeletier com 32 espécies e *Eufriesea* Cockerell com 72 espécies, as cleptoparasitas *Aglae* Lepeletier, Serville com apenas 1 espécie e *Exaerete* Hoffmannsegg com 10 espécies (Dressler, 1982; Alvarenga, Freitas & Augusto, 2007; Moure & Melo, 2023).

Os machos de Euglossini possuem marcas brancas conspícuas no clipeo, enquanto as fêmeas possuem essas marcas menores e menos aparentes. A tíbia posterior é visivelmente mais larga nos machos e possui formato triangular ou rombóide e a cicatriz não alcança a margem distal (Dressler, 1982).

As abelhas Euglossini são comumente conhecidas como abelhas das orquídeas pela conhecida interação de polinização dos machos dessas abelhas com a família Orchidaceae (Dressler, 1982). Entretanto, machos de Euglossini também polinizam plantas das famílias Annonaceae, Araceae, Arecaceae, Bromeliaceae, Clusiaceae, Euphorbiaceae, Gesneriaceae, Solanaceae e Theaceae, entre outras (Gerlach & Schill, 1991; Armbruster *et al.*, 1992; Sazima *et al.*, 1993; Nogueira *et al.*, 1998; Armbruster, 2011; Knudsen, 2002; Teichert *et al.*, 2009; Milet-Pinheiro *et al.*, 2021). A maior parte das espécies possui hábito solitário, comunal ou quasissocial (Williams & Whitten, 1983; Augusto & Garófalo, 2004). O hábito solitário, o voo veloz e a distribuição irregular dos locais de nidificação em florestas tropicais, as tornam difíceis de serem avistadas (Cameron, 2004).

As fêmeas de Euglossini coletam pólen e néctar de diversas espécies florais, além de resina, solo e outros materiais para construção do ninho. Os machos visitam algumas das plantas utilizadas pelas fêmeas, para tomar néctar (Ackerman, Mesler & Montalvo, 1982). Embora ambos os sexos sejam polinizadores de muitas plantas polinizadas pelos machos de Euglossini não oferecem alimento, porém possuem fortes fragrâncias que atraem os machos e funcionam como recompensas florais (Landim *et al.*, 1965; Dressler, 1968; Ackerman, 1983). Durante polinização das chamadas “flores de perfume”, os machos de Euglossini entram na flor, varrem a área onde a fragrância floral é produzida com uma espécie de “escova” de pêlos modificados nos tarsos frontais e transferem o conteúdo para a estrutura especializada para o armazenamento de perfumes nas pernas posteriores, conhecida como tíbia posterior (Dressler, 1982; Williams & Whitten, 1983). Estudos recentes mostram que uma mistura de voláteis é usada como atrativo para indivíduos da mesma espécie pelos machos que borrifam seus perfumes no ar. Durante esse comportamento, os machos atraem tanto machos como fêmeas e, logo após, copulam com as fêmeas (Eltz *et al.*, 2005; Henske *et al.*, 2023).

Lopes (1963) verificou pela primeira vez a atração dos machos de Euglossini por compostos terpenóides e hidrocarbonetos aromáticos sintéticos análogos aos presentes nas fragrâncias florais. Posteriormente, muitos trabalhos utilizaram armadilhas contendo tais compostos como iscas para atrair os machos (Powell & Powell 1987; Becker *et al.* 1991; Rebêlo & Garófalo 1991, 1997; Peruquetti *et al.*, 1999; Tonhasca *et al.*, 2002; Giehl, 2013). Assim, toda a taxonomia deste grupo de abelhas se baseia principalmente nos machos, que são mais fáceis de capturar em campo, com o auxílio das iscas, do que as fêmeas.

Euglossini como bioindicadores

Toda mudança ambiental gera efeitos cumulativos que refletem nas populações e interferem de diversas formas nas espécies ali inseridas, tanto em seus padrões de crescimento, quanto sucesso reprodutivo, diversidade e abundância (Cairns & Pratt, 1993; Bartell, 2006; Burger, 2006). Partindo desta ideia seria possível inferir a qualidade do ambiente a partir do monitoramento de certas características de espécies selecionadas, de maneira a detectar mudanças em estágio inicial e a longo prazo (Siddig *et al.*, 2016). Bioindicadores são organismos de fácil monitoramento e que refletem e predizem as condições do ambiente onde são encontrados (Landres, Verner & Thomas, 1988; Siddig *et al.*, 2016). Assim, a qualidade do ambiente pode ser

monitorada com espécies bioindicadoras que permitam detectar mudanças ao longo do tempo (Siddig *et al.*, 2016).

Espécies raras não constituem boas indicadoras de perturbação no ambiente, já que se espera que sua população flutue periodicamente, além de poder responder de maneira desproporcional a fragmentação do habitat (Ramalho *et al.*, 2013; Gonçalves & Faria, 2021).

Existem 3 tipos de bioindicadores, microrganismos, animais (inclusive zooplâncton) e plantas (Parmar *et al.*, 2016). Variações em populações animais, mudanças na densidade populacional ou na fonte de alimento (por escassez) podem indicar impactos negativos no ecossistema (Plafkin *et al.*, 1989; Phillips & Rainbow, 1993; Jain *et al.*, 2010; Parmar *et al.* 2016). Bioindicadores animais também auxiliam na detecção de toxinas presentes nos tecidos animais (Khatri & Tyagi 2015).

Muitos organismos foram propostos como bons instrumentos de medição da qualidade do ambiente terrestre e do ar, incluindo pássaros (Zolfaghari *et al.* 2007), cobras (Frossard *et al.* 2019), formigas (Skaldina *et al.* 2018) e abelhas (Celli *et al.*, 1989; Perugini *et al.*, 2009; Porrini *et al.*, 2002; Van der Steen *et al.*, 2012; Zaric *et al.*, 2018a; Zhou *et al.*, 2018). *Apis mellifera*, conhecida como abelha do mel, vem sendo utilizada como bioindicadora há algumas décadas (Zaric *et al.*, 2022). Durante seus voos de forrageamento podem acumular poluentes de diversas formas, desde partículas que se agarram aos pelos de seus corpos durante o voo, poluentes contidos no pólen e néctar, derivados do solo (Zaric *et al.* 2022), até pela água contaminada consumida pelas abelhas ou usada para resfriar a colmeia (Zaric *et al.* 2018b).

Abelhas são consideradas um grupo chave por conta de seu papel polinizador e, portanto, muito utilizadas como bioindicadores ecológicos (Kevan, 1999; Garibaldi *et al.*, 2013). Desde a descoberta da atração por compostos aromáticos de orquídeas (Dodson *et al.* 1969) no fim dos anos 60, as abelhas da tribo Euglossini têm sido usadas para acessar os impactos ambientais. Outro fator importante que determina seu uso como indicador ecológico na região neotropical se deve ao fato de conter espécies relativamente bem estudadas em termos de biologia, taxonomia e distribuição, quando comparados com abelhas de modo geral (Allen *et al.*, 2019).

Algumas espécies de machos de abelhas Euglossini são tipicamente correlacionadas a vegetações naturais mais bem preservadas, sem interferência antrópica tão profunda, como *Eufriesea violacea*, *Exaerete smaragdina*, *Euglossa annectans (stellfeldi)*, *Euglossa analis*, *Euglossa crassipunctata*, *Euglossa violaceifrons*, *Eulaema meriana*, *Eulaema nigrita* (Souza *et*

al., 2005; Maia & Silva, 2008; Tonhasca *et al.*, 2002; Da Rocha-Filho *et al.*, 2020) e sua presença seria um indicativo de que a floresta ou o fragmento florestal ainda cumpre sua função conservacionista de manter aquela comunidade de organismos mais sensíveis à degradação. Giangarelli *et al.* (2009) demonstrou uma forte correlação entre a abundância de machos de *Eufriesea violacea* e o tamanho floresta, sugerindo que a espécie poderia servir como um bioindicador para o status de conservação dos habitats florestais, respondendo inclusive ao efeito de borda (Sofia & Suzuki, 2004; Gonçalves *et al.*, 2014).

Existem espécies que são menos sensíveis aos danos causados pela perda de vegetação natural como diminuição da umidade, aumento da temperatura e, portanto, são mais resistentes às mudanças climáticas e encontradas em locais que já sofreram graus significativos de perda da vegetação nativa, como *Eulaema nigrita*, *Eulaema cingulata*, *Eulaema mocsaryi*, *Euglossa truncata* e *Euglossa cordata* (Morato, 1998; Tonhasca Jr. *et al.*, 2002; Nemésio & Silveira, 2006a; Aguiar & Gaglianone, 2012; Tonhasca *et al.*, 2002; Milet-Pinheiro & Schlindwein, 2005; Silva Diehl, 2013). Dessa forma, o aumento na abundância dessas espécies mais resistentes seria um indicativo de que a qualidade daquele fragmento está decaindo em relação às matas nativas. Fêmeas de *Eulaema nigrita* nidificam no solo, árvores e também em cavidades de construções humanas (Nemésio, 2009). Nemésio & Silveira (2006) sugerem que a alta frequência de *Eulaema nigrita* nas bordas do fragmento indicam que a espécie pode ser considerada bioindicadora de perturbação do habitat. Gonçalves *et al.* (2014) correlacionam negativamente *E. nigrita* com o tamanho do fragmento, mas positivamente com o efeito de borda da vegetação.

No presente projeto avaliamos a composição da comunidade de machos de abelhas da tribo Euglossini na Reserva Biológica da Serra do Japi no interior do Estado de São Paulo, comparando os resultados obtidos no inventário realizado por Garófalo *et al.*, (1998) há 24 anos e discutimos como as mudanças na paisagem interferiram na composição dessas populações.

Analisamos as duas comunidades como um todo, dando ênfase às espécies que persistiram nas coletas após o período de 24 anos, como *Eulaema nigrita* e *Eufriesea violacea*, que se destacaram pela grande abundância no estudo anterior (Garófalo *et al.*, 1998), onde *Eulaema nigrita* representou 34,98% da amostragem e *Eufriesea violacea* 50,79% do total. Relacionamos as mudanças na comunidade de abelhas Euglossini com as alterações da cobertura vegetal ao longo dos anos.

A Serra do Japi constitui uma das últimas regiões de mata contínua no interior do Estado

de São Paulo (Leitão-Filho, 1992; Pansarin & Pansarin, 2008). Dentro da Reserva Biológica está a Base de Estudos de Ecologia e Educação Ambiental “Miguel Castarde” da Secretaria Municipal de Jundiaí, nas coordenadas 23°13'48.0"S 46°55'48.0"W. A Reserva Biológica da Serra do Japi foi escolhida tanto pela disponibilidade dos dados apresentados pelo estudo de referência (Garófalo *et al.*, 1998), fornecendo um retrato da comunidade no passado possível de exploração posterior por um novo estudo, quanto pela facilidade em acessá-la, além das boas condições de conservação das instalações disponibilizadas aos pesquisadores.

Nossa principal pergunta científica era: A fauna de abelhas da tribo Euglossini que ocorre na Serra do Japi sofreu alterações ao longo das últimas duas décadas?

Objetivo geral

Amostrar as espécies de abelhas Euglossini na Reserva Ecológica da Serra do Japi, em Jundiaí e comparar a presença e abundância das espécies com os dados obtidos em um estudo anterior realizado há 24 anos (Garófalo *et al.*, 1998), avaliando as diferenças encontradas na estrutura geral da comunidade de abelhas macho Euglossini.

Objetivos específicos

1. Comparar riqueza, abundância e composição da comunidade de Euglossini atual com aquela obtida há 24 anos, relacionando com as alterações da cobertura vegetal ao longo dos anos.
2. Analisar a presença de espécies bioindicadoras entre os animais coletados e avaliar o estado de preservação do fragmento analisado com base nas espécies bioindicadoras amostradas.

METODOLOGIA

Para efeito de comparação, o esforço amostral de Garófalo *et al.* (1998) está contido no Apêndice I desta dissertação.

1.1. Material e métodos

1.1.1. Área de estudo

A amostragem das abelhas foi feita na Serra do Japi, um fragmento de Mata Atlântica localizado no interior do estado de São Paulo, entre os grandes conglomerados urbanos da região de Campinas e São Paulo. A Serra do Japi abrange 4 cidades, Jundiaí, Pirapora do Bom Jesus, Cabreúva e Cajamar. A Reserva Biológica Municipal da Serra do Japi constitui uma parcela desse fragmento e está sob administração da cidade de Jundiaí. Dentro da Reserva está localizada a Base Ecológica da Serra do Japi. A amostragem do material foi feita em um ponto próximo à Base Ecológica, no mesmo local amostrado por Garófalo *et al.* (1998), nas coordenadas geográficas -23.231107058948737, -46.93639167938209 (Figura 1).

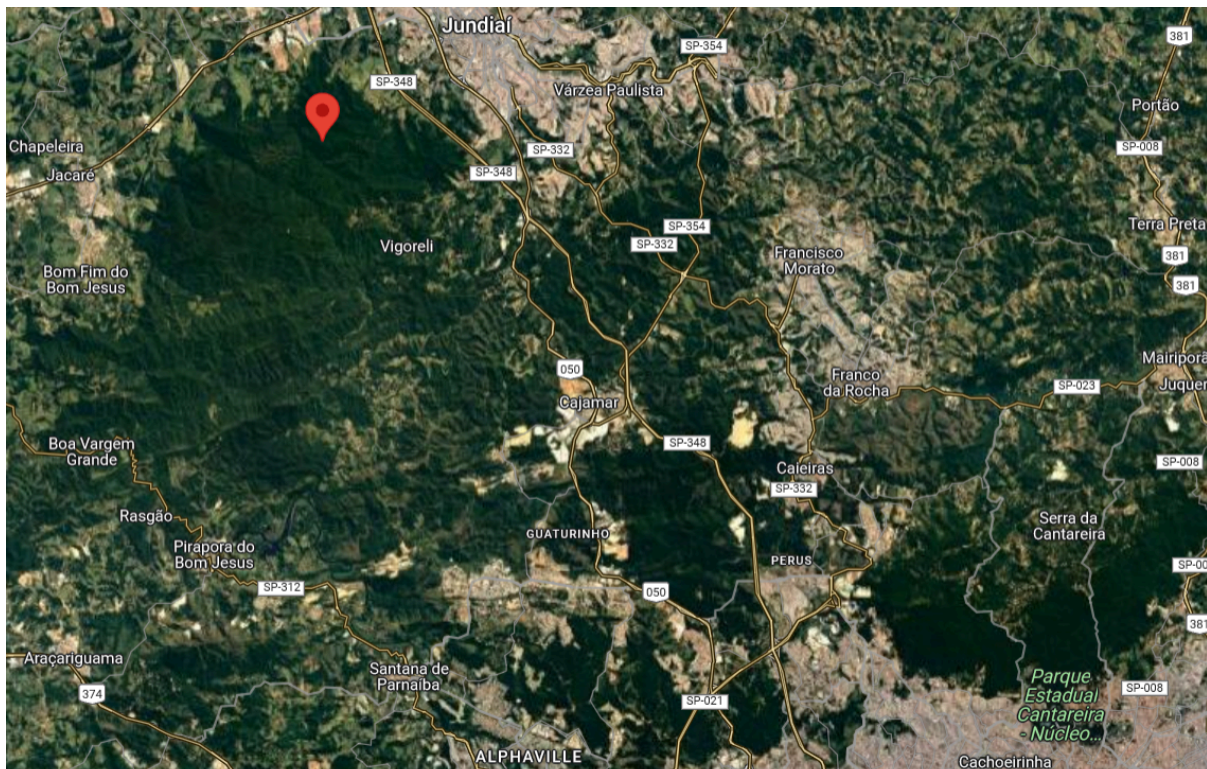


Figura 1: Área de estudo, mostrando o ponto de coleta dentro da Reserva Biológica Municipal da Serra do Japi, próximo do Município de Jundiaí. Fonte: Google Maps, 2023.

1.1.2. Amostragem

Para a amostragem das abelhas foi aplicada a metodologia de oferecimento de iscas aromáticas semelhante a utilizada por Garófalo *et al.* (1998). Com base nos dados de frequência dos machos coletados neste trabalho, o período de amostragem foi restrito às estações de primavera e verão, quando a abundância é maior em comparação às estações de outono e inverno a fim de otimizar o esforço amostral coletando apenas nos meses de maior atividade dos machos de Euglossini em iscas de compostos atrativos (Rebêlo & Garófalo, 1997).

As coletas foram feitas de duas a três vezes por mês ao redor da Base da Serra do Japi, totalizando 6 a 9 dias por mês, de setembro de 2022 a março de 2023, entre 9:00 e 13:00 horas. Foram preparadas iscas de algodão envolvidas em gazes e embebidas com os seguintes compostos aromáticos: eugenol, eucaliptol e vanilina. Todos os compostos foram adquiridos e fabricados pela Sigma-Aldrich Corporation. Cada composto foi borrifado separadamente em iscas

de algodão, as quais foram envolvidas em gaze e posteriormente penduradas nos ramos das árvores do ponto de coleta, uma isca para cada árvore. As iscas foram penduradas a uma altura média de 1,5 metros e distantes entre si cerca de 8 metros (figuras 2 e 3). Cada isca teve seu composto reforçado de hora em hora.



Figura 2: Isca aromática de vanilina feita de algodão e envolvida em gaze pendurada no ramo de uma árvore na borda da trilha.



Figura 3. Isca aromática de eucaliptol sendo visitada por macho de *Eufriesea violacea*.

A vanilina utilizada foi adquirida em pó, a diluição utilizada que apresentou melhor resultado se deu na proporção 1:2:2 em volume de vanilina, álcool e água, respectivamente, seguida de um breve aquecimento do frasco na chama de um isqueiro.

Os machos atraídos foram capturados com rede entomológica. Machos de espécies de fácil identificação, como *Eufriesea violacea*, foram mantidos individualmente em frascos com furo na tampa, fotografados e identificados. Dentro dos frascos foram colocados ramos de vegetação, de forma a impedir a abelha de voar e se exaurir. Os frascos foram mantidos à sombra dentro de bolsa térmica refrigerada (com gelo artificial), até o fim da coleta do dia, às 13 horas, quando foram liberados. Com isso evitamos repetição na amostragem diária e a morte excessiva e desnecessária de indivíduos.

Houve preocupação se a escolha metodológica impactaria no resultado deste trabalho, no

entanto, outros trabalhos apresentaram taxa de recaptura baixa para machos de Euglossini. Pokorny *et al.* (2014) marcou 2.262 abelhas e obteve a maior taxa de recaptura para *Euglossa imperialis* no valor de 8,7% (32 de 368 indivíduos), *Euglossa flammea* em 5,03% (9 de 179 indivíduos) e *Euglossa dodsoni*, apesar de ser a mais abundante, teve taxa de recaptura de 1% de 575 indivíduos marcados. Em 2017 Tosta *et al* marcou 375 machos de 14 espécies, mas recapturou somente 23 indivíduos (6,1% do total). López *et al.* (2008) marcou 870 abelhas e a taxa de recaptura girou em torno de 33% para *Euglossa cordata* e 25% para *Eulaema nigrita*. Tonhasca *et al.* (2002) encontrou taxas de recaptura entre 0,8 e 11,4% de espécies encontradas em grandes extensões de floresta, assim como fragmentos florestais. Além disso, amostragens anteriores do mesmo autor demonstraram taxas de recaptura entre 6,4 e 1% em locais situados no interior da floresta.

1.1.3. Identificação e depósito do material

As abelhas foram identificadas de acordo com as chaves presentes em Nemésio (2009). Uma vez que a classificação de Nemésio (2009) difere parcialmente da utilizada pelo trabalho de referência (Garófalo *et al.* 1998), optou-se por usar a classificação presente no Catálogo de Abelhas Moure (Moure & Melo, 2023). Consideramos assim a nomenclatura utilizada por Garófalo *et al.* (1998) como primária e entre parênteses foram colocadas as nomenclaturas propostas por Nemésio (2009). Os espécimes coletados foram acondicionados em potes individuais e armazenados a 4°C em geladeira, até o momento da montagem e depositados na coleção CEPANN do Laboratório de Abelhas, do Instituto de Biociências, da Universidade de São Paulo (USP).

1.1.4. Análise dos dados

Os dados das espécies e respectivas abundâncias foram organizados em planilhas de Excel. O índice de diversidade de Shannon-Wiener, também conhecido como de Shannon-Weaver (H') foi utilizado para estimar a diversidade da comunidade de Euglossini. Este índice atribui maior peso às espécies raras.

$$(H) = - \sum_{i=1}^s p_i \ln p_i$$

Para calcular o Índice de Diversidade de Shannon, os números foram analisados em um *Jupyter* notebook na linguagem de programação Python. O código encontra-se no Apêndice II desta dissertação.

O Índice de Equitabilidade de Shannon (EH), utilizando a fórmula¹ a seguir:

$$EH = H / \ln(S)$$

Também foi feito o teste Qui-Quadrado de Pearson (χ^2) para comparar os resultados com os dados com os dados obtidos por Garófalo *et al.* (1998) para abordar o grau de independência entre as populações, além de verificar a possibilidade do uso de abelhas *Euglossini* como

¹ H é igual ao Índice de Diversidade de Shannon e S é o número total de espécies únicas. Esse valor varia de 0 a 1, onde 1 indica completa uniformidade entre as espécies amostradas.

bioindicadores. O *script* usado no ambiente de programação R pode ser consultado no Apêndice II.

Para análise da paisagem foram feitos mapas utilizando a base de dados fornecida pela plataforma MapBiomas e tratados no software ArcGIS. O software foi utilizado para fazer uma comparação entre a cobertura vegetal, área destinada à agricultura e área urbanizada dos anos de 1996 (quando foi feita a última coleta de dados de Garófalo *et al.*, (1998) e 2021, quando o último relatório de ocupação do solo foi disponibilizado no banco de dados da plataforma MapBiomas.

1.1.5. Dados meteorológicos

Os dados de temperaturas mínima e máxima, além dos dados de precipitação relativos aos dias de amostragem, foram coletados a partir da plataforma do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), disponíveis na Tabela 1 e Figura 1 a seguir.

Tabela 1: Dias de amostragem e suas respectivas temperaturas mínima, máxima (°C) e precipitação (mm)

Datas de coleta	Temperatura (°C)		Precipitação (mm)
	Mínima	Máxima	
14 a 16/set	14,9	16,6	67,1
26 a 28/out	15	28,1	6,1
19 a 21/nov	14,9	25,7	0
16 a 18/dez	15,3	24,9	0
20 a 22/dez	16,7	21,5	1,1
24 a 26/jan	17,3	25,2	0,6
27 a 29/jan	17	26,2	1,2
3 a 7/mar	17,8	24,5	49,1
25 a 27/mar	18,3	25,6	0

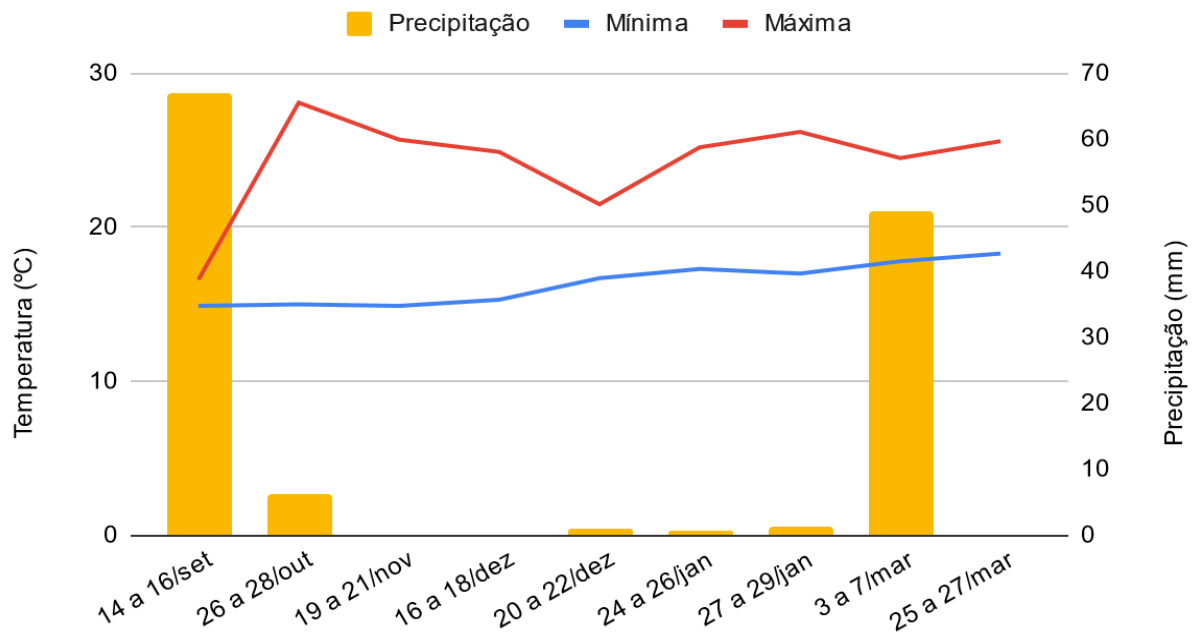


Figura 4: Precipitação (mm) e médias das temperaturas mínima e máxima durante os dias de amostragem de dados. Fonte: INMET.

RESULTADOS

2.1 A fauna de abelhas Euglossini na Serra do Japi

Foram contabilizados 746 machos de Euglossini nas iscas aromáticas, pertencentes a 9 espécies (tabela 2). Deste total, a grande maioria (473) refere a uma única espécie: *Eufriesea violacea*. A segunda espécie mais abundante nas amostras foi *Eulaema nigrita*, com 237 indivíduos amostrados. Indivíduos destas duas espécies não foram sacrificados, pois sua identificação era realizada no local, e ao final da coleta as abelhas eram libertadas. Estas mesmas duas espécies também foram as mais frequentes nas amostras realizadas por Garófalo *et al.* (1998) na Serra do Japi, seguindo a mesma tendência: *E. violacea* mais comum nos meses da primavera e *E. nigrita* no verão. A distribuição das espécies amostradas ao longo dos meses pode ser observada na tabela 2.

Tabela 2: Espécies e número de indivíduos ao longo dos dias de amostragem na Serra do Japi entre setembro de 2022 e março de 2023.

Espécies	Mês / Dias								Total	
	Setembro	Outubro	Novembro	Dezembro		Janeiro		Março		
	14 a 16	26 a 28	19 a 21	16 a 18	20 a 22	24 a 26	27 a 29	3 a 7		25 a 27
<i>Eufriesea violacea</i>	0	65	162	132	10	30	70	4	0	473
<i>Euglossa cordata</i>	0	0	0	1	0	1	1	0	1	4
<i>Euglossa crassipunctata</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
<i>Euglossa melanotricha</i>	0	0	0	2	0	0	1	1	0	4
<i>Euglossa truncata</i>	0	0	2	2	0	1	2	0	10	17
<i>Euglossa sp. 2</i>	0	2	3	0	1	0	0	0	0	6
<i>Eulaema cingulata</i>	0	1	0	0	0	0	0	1	0	2
<i>Eulaema nigrita</i>	0	7	0	30	5	43	45	60	47	237
<i>Exaerete smaragdina</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2
Total de indivíduos	0	75	168	183		196		124		746
Riqueza de espécies	0	4	4	6		6		6		9

Somando os resultados do inventário realizado por Garófalo *et al.* (1998) em 1995 e 1996, a fauna de Euglossini na Serra do Japi contabiliza no total 13 espécies, sendo 6 espécies comuns amostradas nos dois trabalhos (atual e anterior), 3 exclusivamente amostradas no atual e 4 por Garófalo *et al.* (1998) (Tabela 3). As duas espécies mais abundantes foram as mesmas nas duas amostragens: *Eufriesea violacea* e *Eulaema nigrita*, indicando que são as espécies dominantes na comunidade, sendo *Ef. violacea* mais comum na primavera e *El. nigrita* no verão.

Entre as diferenças encontradas nos dois períodos, destaca-se a ausência na atualidade de 4 espécies de *Euglossa* presentes nas amostras de 1995 e 1996: *Eg. fimbriata*, *Eg. pleosticta*, *Eg. annectans* (*Eg. stellfeldi*), e *Eg. violaceifrons* (mencionada como *Eg. despecta* por Garófalo *et al.* 1998). Por outro lado, no inventário atual foram amostradas *Euglossa crassipunctata* e duas espécies de *Eulaema* (*El. marcii* ou *El. cingulata*) não relatadas anteriormente. Porém, deve-se ressaltar que apenas dados das estações primavera e verão estão sendo utilizados nesta comparação.

Uma outra diferença que chama atenção é o número total de indivíduos das duas espécies dominantes amostrados em cada inventário. No trabalho atual foram observados 473 machos de *Ef. violacea* e 237 de *El. nigrita*, enquanto no anterior foram coletados 257 machos de *Ef. violacea* 145 de *El. nigrita*. A distribuição das espécies observadas e coletadas na primavera e no verão dos dois estudos realizados na Serra do Japi pode ser observada na tabela 3 a seguir.

Tabela 3: Espécies de abelhas de *Euglossini* amostradas na Serra do Japi²

Espécies	2022		2023		1995		1996		
	Primavera	Verão	Primavera	Verão	Primavera	Verão	Primavera	Verão	
<i>Eufriesea violacea</i>	369	104	54	38	138	27			
<i>Euglossa annectans</i>	0	0	1	9	0	0			
<i>Euglossa cordata</i>	1	3	0	1	1	0			
<i>Euglossa crassipunctata</i>	1	0	0	0	0	0			
<i>Euglossa fimbriata</i>	0	0	1	2	0	0			
<i>Euglossa melanotricha</i>	2	2	0	0	0	0			
<i>Euglossa pleosticta</i>	0	0	0	14	0	2			
<i>Euglossa truncata</i>	4	13	0	6	1	0			
<i>Euglossa violaceifrons</i>	0	0	0	5	0	0			
<i>Euglossa</i> sp. 1	6	0	0	0	0	0			
<i>Euglossa</i> sp. 2	0	0	0	1	1	1			
<i>Eulaema cingulata</i>	1	1	0	0	0	0			
<i>Eulaema nigrita</i>	42	195	17	84	17	27			
<i>Exaerete smaragdina</i>	0	2	0	0	1	0			
Total	426	320	73	160	159	57			
Total de indivíduos: 746				Total de indivíduos: 449					

2.2. Iscas aromáticas

Entre os compostos químicos presentes nas iscas aromáticas, o eucaliptol e a vanilina atraíram disparadamente a grande maioria dos machos de *Euglossini* (728 indivíduos) de 8 e 5 espécies, respectivamente. Por outro lado, o eugenol atraiu machos de 4 espécies, contabilizando 18 indivíduos (Tabela 4). Duas espécies de *Euglossa* (*E. melanotricha* e *E. crassipunctata*) foram exclusivamente atraídas para as iscas contendo eucaliptol. *Euglossa truncata* foi especialmente atraída pelo eugenol.

² Coletas realizadas entre setembro/2022 e março/2023 (trabalho atual) e entre abril 1994 a março 1996 (Garófalo *et al.*, 1998). Para efeito comparativo, apenas os dados obtidos na primavera e verão são exibidos.

Tabela 4: Machos de *Euglossini* atraídos nas iscas aromáticas utilizadas na amostragem na Serra do Japi entre os meses de setembro/2022 e março/2023³

Espécies	Eugenol	Eucaliptol	Vanilina
<i>Eufriesea violacea</i>	0	125	348
<i>Euglossa carolina</i> (<i>Eg. cordata</i>)	1	3	0
<i>Euglossa crassipunctata</i>	0	1	0
<i>Euglossa melanotricha</i>	0	4	0
<i>Euglossa truncata</i>	14	2	1
<i>Euglossa</i> sp. 2	2	4	0
<i>Eulaema marcii</i> (<i>Eg. cingulata</i>)	1	0	1
<i>Eulaema nigrita</i>	0	189	48
<i>Exaerete smaragdina</i>	0	1	1
Total	18	329	399

2.3. Riqueza e diversidade da comunidade de abelhas da tribo *Euglossini*

O índice de diversidade de Shannon (H') demonstra aumento na diversidade de espécies na estação do verão (1995, 1996 e 2023) comparado com os valores dos índices na primavera (Tabela 5). Mesmo no verão de 1996, quando apenas 4 espécies foram amostradas, o índice de diversidade foi maior do que na primavera anterior, provavelmente devido à dominância de *Eufriesea violacea* neste momento.

O maior valor de equitatividade de Shannon (E_H) obtido nos períodos de amostragem comparados foi de 0,67 no verão de 1995, o que corresponde também ao período com o maior valor de diversidade (1,39) (Tabela 5). Por sua vez, os menores valores estimados de uniformidade correspondem às primaveras de 1996 e de 2022 ($E_H = 0,27$), certamente sustentados pela presença dominante de *Eufriesea violacea* nas amostras destes períodos (Tabela 5).

³ Número de indivíduos amostrados de cada espécie.

Tabela 5: Espécies de *Euglossini* registrados na primavera e verão por Garófalo *et al.*, (1998) e no trabalho atual, com índice de diversidade de Shannon (H') e de Equitabilidade calculados a partir dos dados de cada período.

Espécies	Garófalo <i>et al.</i> (1998)				Trabalho atual	
	1995		1996		2022	2023
	Primavera	Verão	Primavera	Verão	Primavera	Verão
<i>Eufriesea violacea</i>	54	38	138	27	369	104
<i>Euglossa annectans</i>	1	9	0	0	0	0
<i>Euglossa carolina</i> (<i>Eg. cordata</i>)	0	1	1	0	1	3
<i>Euglossa crassipunctata</i>	0	0	0	0	1	0
<i>Euglossa fimbriata</i>	1	2	0	0	0	0
<i>Euglossa melanotricha</i>	0	0	0	0	2	2
<i>Euglossa pleosticta</i>	0	12	0	2	0	0
<i>Euglossa truncata</i>	0	6	1	0	4	13
<i>Euglossa violaceifrons</i>	0	5	0	0	0	0
<i>Euglossa</i> sp. 1	0	1	1	1	0	0
<i>Euglossa</i> sp. 2	0	0	0	0	6	0
<i>Eulaema marcii</i> (<i>El. cingulata</i>)	0	0	0	0	1	1
<i>Eulaema nigrita</i>	17	84	17	27	42	195
<i>Exaerete smaragdina</i>	0	0	1	0	0	2
Riqueza de espécies	4	8	6	4	7	7
Nº indivíduos	73	158	159	57	426	320
Índice de Shannon (H')	0,68	1,39	0,49	0,89	0,52	0,92
Equitatividade (EH)	0,49	0,67	0,27	0,65	0,27	0,47

2.4. Mudanças no uso do solo ao redor da área de estudo

Os dados disponibilizados pela plataforma MapBiomas se iniciam no ano de 1985 e abrangem até o ano de 2021. Diversas variáveis são fornecidas e na tabela 6 a seguir são apresentados os dados brutos contendo 4 variáveis consideradas mais relevantes para discussão das mudanças no uso do solo ao redor da área de estudo: formação florestal, agropecuária, área urbanizada e corpos d'água em hectares.

Tabela 6: Dados brutos sobre o uso do solo fornecidos pela plataforma MapBiomas entre os anos de 1985, quando a plataforma iniciou a divulgação dos dados, até o último registro em 2021. As variáveis escolhidas foram: Formação Florestal, Agropecuária, Área Urbanizada e Corpos d'Água. Dados em hectares (ha).

	Formação Florestal (ha)	Agropecuária (ha)	Área Urbanizada (ha)	Corpos d'Água (ha)
1985	43.425	43.719	4.702	1.274
1986	43.660	43.183	4.840	1.444
1987	43.409	43.381	4.923	1.416
1988	43.013	43.701	4.983	1.433
1989	43.402	43.317	5.009	1.400
1990	44.180	42.464	5.073	1.411
1991	44.751	41.801	5.105	1.473
1992	44.902	41.482	5.264	1.481
1993	45.339	41.143	5.215	1.431
1994	45.225	40.161	6.326	1.418
1995	44.787	40.148	6.838	1.358
1996	44.528	39.947	7.293	1.362
1997	44.456	39.382	7.883	1.408
1998	43.892	39.446	8.307	1.482
1999	43.616	39.270	8.805	1.430
2000	43.543	39.150	9.209	1.218
2001	43.604	38.839	9.457	1.218
2002	43.467	38.796	9.631	1.225
2003	43.394	38.653	9.883	1.190
2004	43.212	38.568	10.154	1.185
2005	42.832	38.444	10.632	1.211
2006	42.590	38.467	10.856	1.211
2007	42.686	38.204	11.059	1.179
2008	42.499	38.145	11.309	1.175
2009	42.444	37.937	11.593	1.155
2010	42.655	37.374	11.981	1.119
2011	42.617	37.076	12.305	1.131
2012	42.585	36.758	12.671	1.115
2013	42.926	36.058	13.040	1.102
2014	42.901	35.876	13.301	1.048
2015	42.769	35.791	13.508	1.056
2016	42.813	35.593	13.616	1.101
2017	42.565	35.775	13.712	1.069
2018	42.487	35.859	13.790	985
2019	41.671	36.568	13.885	998
2020	41.523	36.703	13.928	967
2021	40.136	37.955	14.106	917

A seguir a tabela 7 apresenta os mesmos dados brutos das variáveis selecionadas na tabela 6, mas em porcentagem em relação ao total da área da Serra do Japi/SP:

Tabela 7: Dados brutos sobre o uso do solo fornecidos pela plataforma MapBiomas entre os anos de 1985, quando a plataforma iniciou a divulgação dos dados, até o último registro em 2021. As variáveis escolhidas foram: Formação Florestal, Agropecuária, Área Urbanizada e Corpos d'Água. Dados em porcentagem (%) em relação ao total da área da Serra do Japi/SP.

	Formação Florestal (% do total)	Agropecuária (% do total)	Área Urbanizada (% do total)	Corpos d'água (% do total)
1985	46,63	46,94	5,05	1,37
1986	46,88	46,37	5,20	1,55
1987	46,61	46,58	5,29	1,52
1988	46,19	46,92	5,35	1,54
1989	46,60	46,51	5,38	1,51
1990	47,44	45,60	5,45	1,51
1991	48,05	44,89	5,48	1,58
1992	48,22	44,54	5,65	1,59
1993	48,68	44,18	5,60	1,54
1994	48,56	43,12	6,80	1,52
1995	48,09	43,11	7,34	1,46
1996	47,81	42,90	7,83	1,46
1997	47,74	42,29	8,46	1,51
1998	47,13	42,36	8,92	1,59
1999	46,83	42,17	9,45	1,54
2000	46,75	42,04	9,89	1,31
2001	46,82	41,70	10,16	1,31
2002	46,67	41,66	10,34	1,32
2003	46,60	41,51	10,61	1,28
2004	46,40	41,42	10,90	1,27
2005	45,99	41,28	11,42	1,3
2006	45,73	41,31	11,66	1,3
2007	45,83	41,02	11,88	1,27
2008	45,64	40,96	12,14	1,26
2009	45,57	40,74	12,45	1,24
2010	45,80	40,13	12,87	1,2
2011	45,76	39,81	13,21	1,22
2012	45,73	39,47	13,60	1,2
2013	46,09	38,72	14,00	1,18
2014	46,06	38,52	14,28	1,13
2015	45,92	38,43	14,51	1,13
2016	45,97	38,22	14,62	1,18
2017	45,71	38,42	14,72	1,15
2018	45,62	38,51	14,81	1,06
2019	44,74	39,27	14,91	1,07
2020	44,59	39,41	14,95	1,04
2021	43,10	40,76	15,15	0,98

O trabalho de referência (Garófalo *et al.*, 1998) fez sua última coleta no ano de 1996, portanto é a partir dessa data que os dados foram considerados e tratados nas figuras a seguir. Ao analisar os dados brutos e os dados tratados é possível perceber tanto a retirada da cobertura vegetal quanto o recuo do cinturão agrícola, com o conseqüente crescimento das cidades.

Na figura 5 são apresentadas as imagens de satélite dos anos 1996 e 2021, respectivamente.

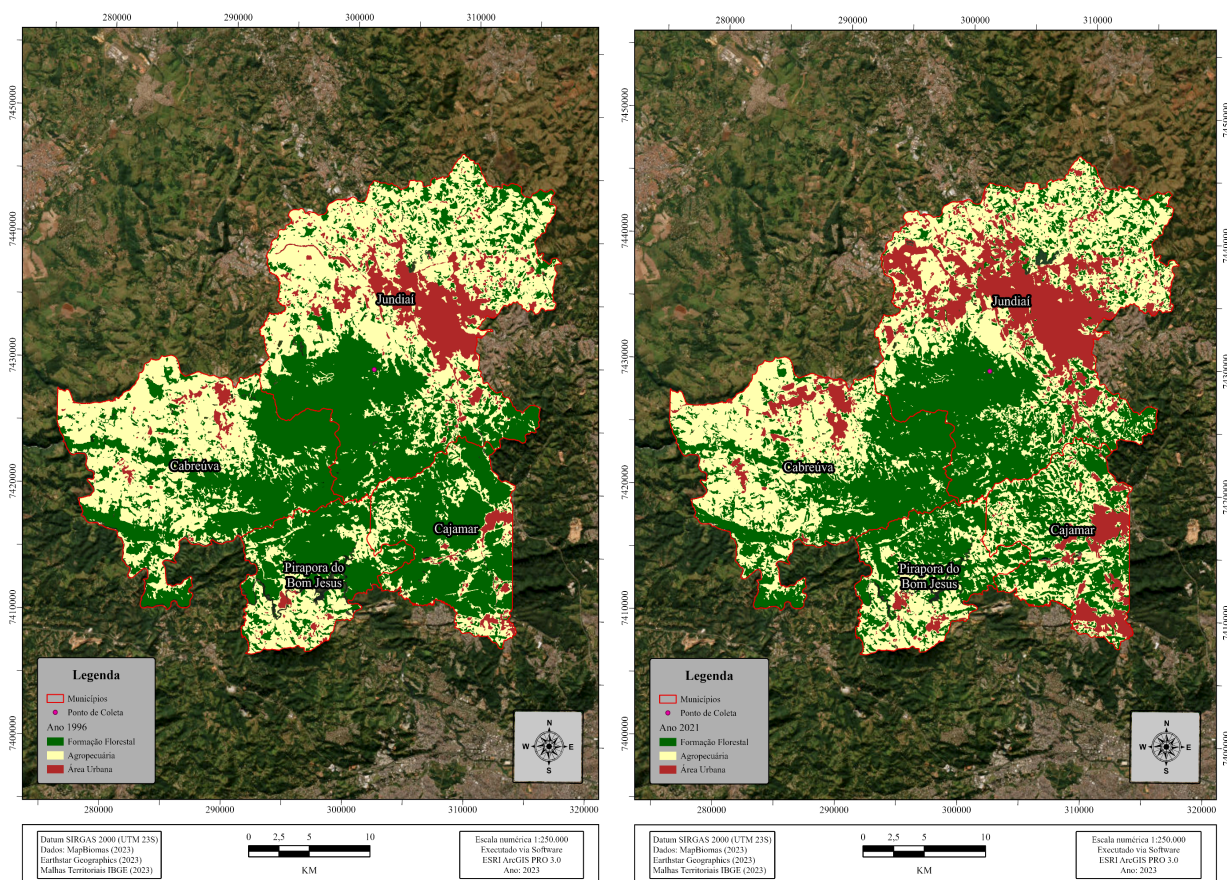


Figura 5: Vista de satélite da área da Serra do Japi em 1996 (esquerda) e em de 2021 (direita).
Fonte: MapBiomas, 2023.

Utilizando um recurso para sobrepor as imagens de 1996 e 2021, é possível analisar com mais acuidade a perda da mata nativa ao longo dos 5 anos (Figura 6), principalmente no município de Cajamar. Na Reserva Biológica Municipal da Serra do Japi, em Jundiá, e ao redor do ponto de amostragem as alterações não são pronunciadas.

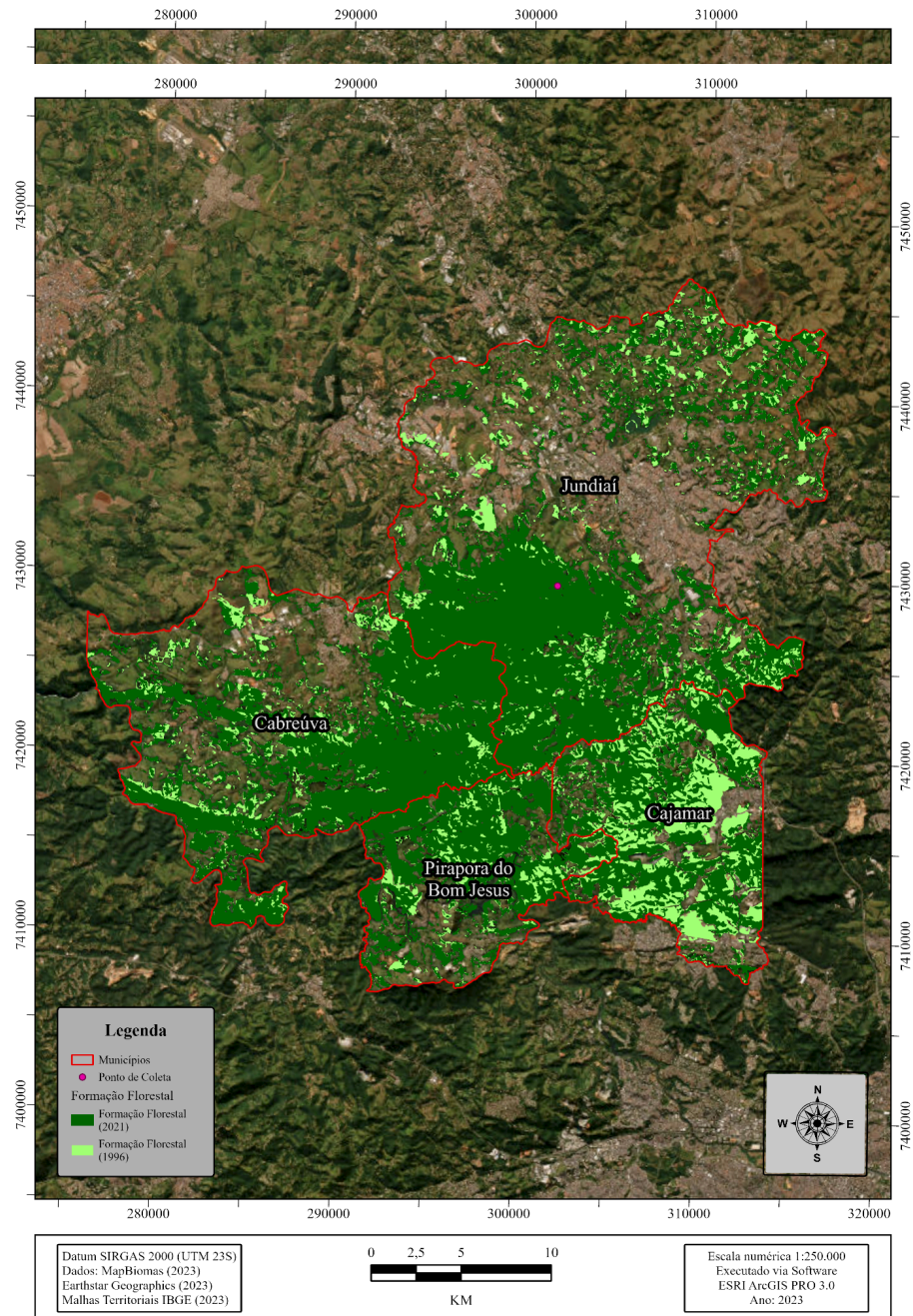


Figura 6: Coberturas vegetais dos anos de 1996 e 2021 sobrepostas⁴. Fonte: MapBiomas, 2023.

Utilizando o mesmo recurso de sobreposição de mapas, é possível também perceber o recuo da área destinada à plantação no entorno das 4 cidades onde está localizada a Serra do Japi (Figura 7).

⁴ A área em verde claro representa a porção onde a mata nativa costumava existir e em verde escuro podemos ver a porção de mata nativa remanescente após o processo de retirada vegetal.

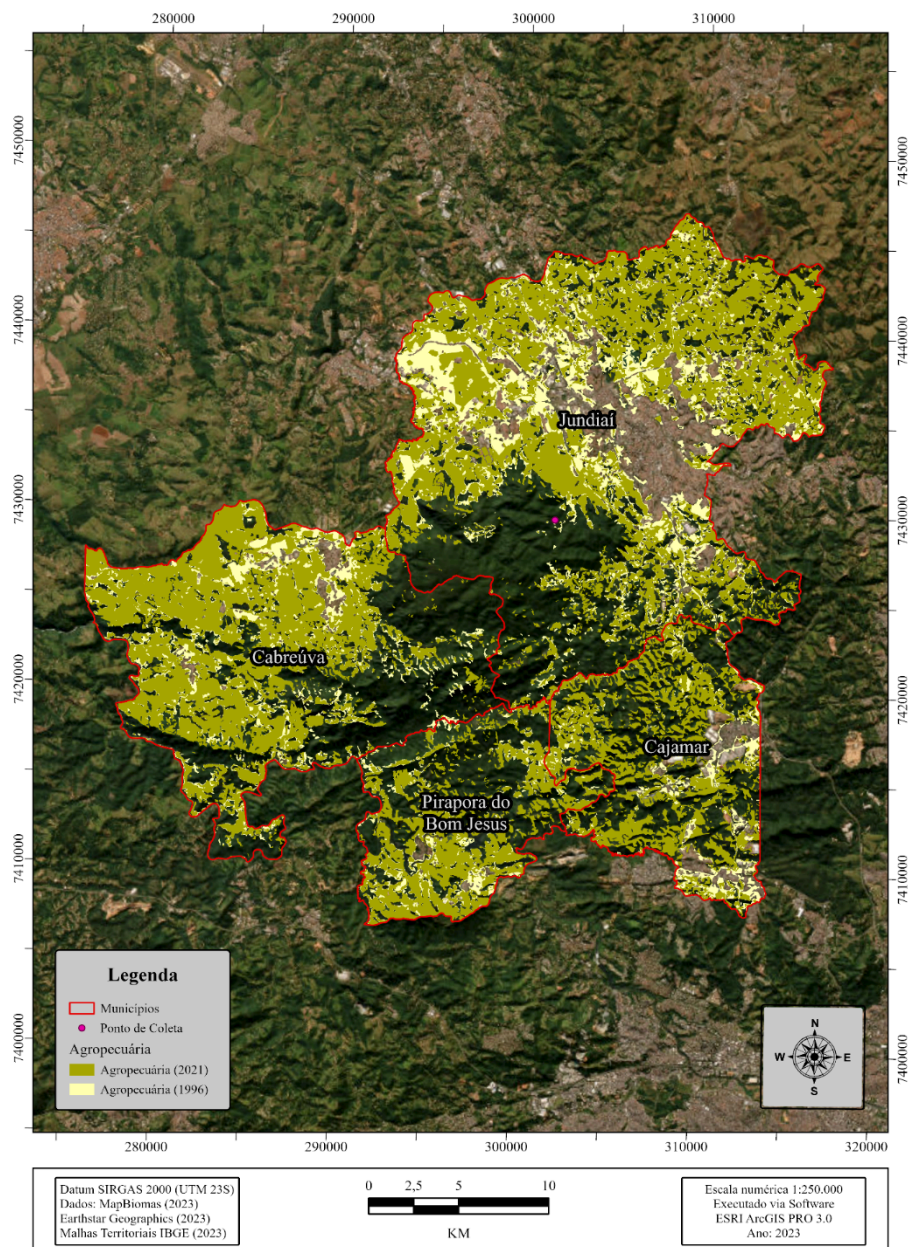


Figura 7: Áreas destinadas à agropecuária nos anos de 1996 e 2021 sobrepostas⁵⁷. Fonte: MapBiomias, 2023.

Na figura 8 a sobreposição foi usada para comparação da área urbanizada. É possível visualizar o crescimento urbano ao longo desses 25 anos, principalmente da cidade de Cajamar,

⁵⁷. A área em amarelo escuro representa a área destinada à agropecuária e em amarelo claro podemos ver a porção que foi perdida após o processo de modificação do uso do solo.

possivelmente por ser a cidade mais próxima da região metropolitana de São Paulo, bem como uma ocupação a noroeste de Jundiáí.

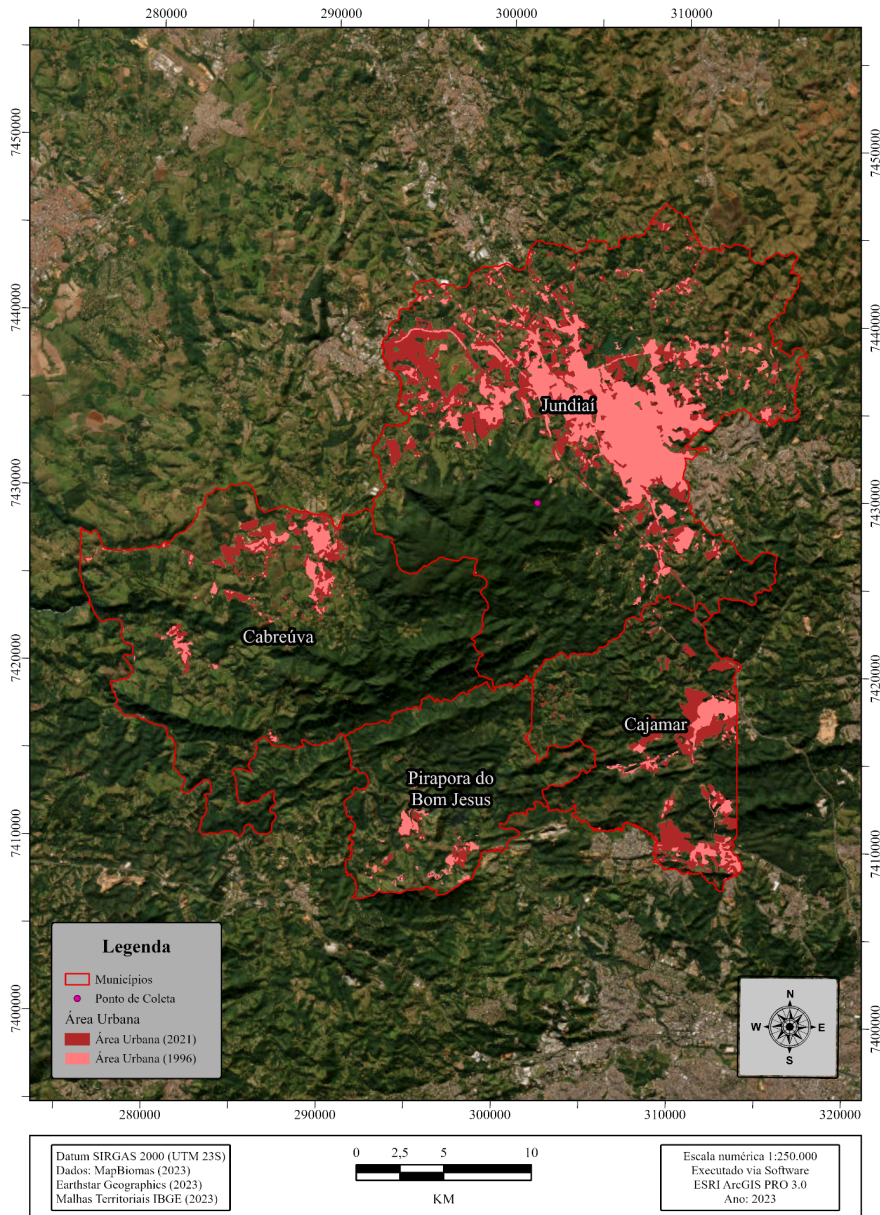


Figura 8: Áreas urbanizadas nos anos de 1996 e 2021 sobrepostas⁶. Fonte: MapBiomias, 2023.

Ao compararmos o uso do solo nos últimos 25 anos na região estudada, a expansão da área urbanizada foi constante. Por sua vez, a formação florestal sofreu perdas sistemáticas,

⁶ A área em vermelho clara representa a porção urbanizada no ano de 1996. A área em vermelho escuro representa a área destinada às 4 cidades que abrangem a Serra do Japi (Cabreúva, Pirapora do Bom Jesus, Cajamar e Jundiáí) no ano de 2021.

enquanto a área destinada à agropecuária. No entanto, o espaço destinado à agropecuária está passando por um processo de recuperação da sua extensão desde 2015, como pode ser observado na Figura 9.

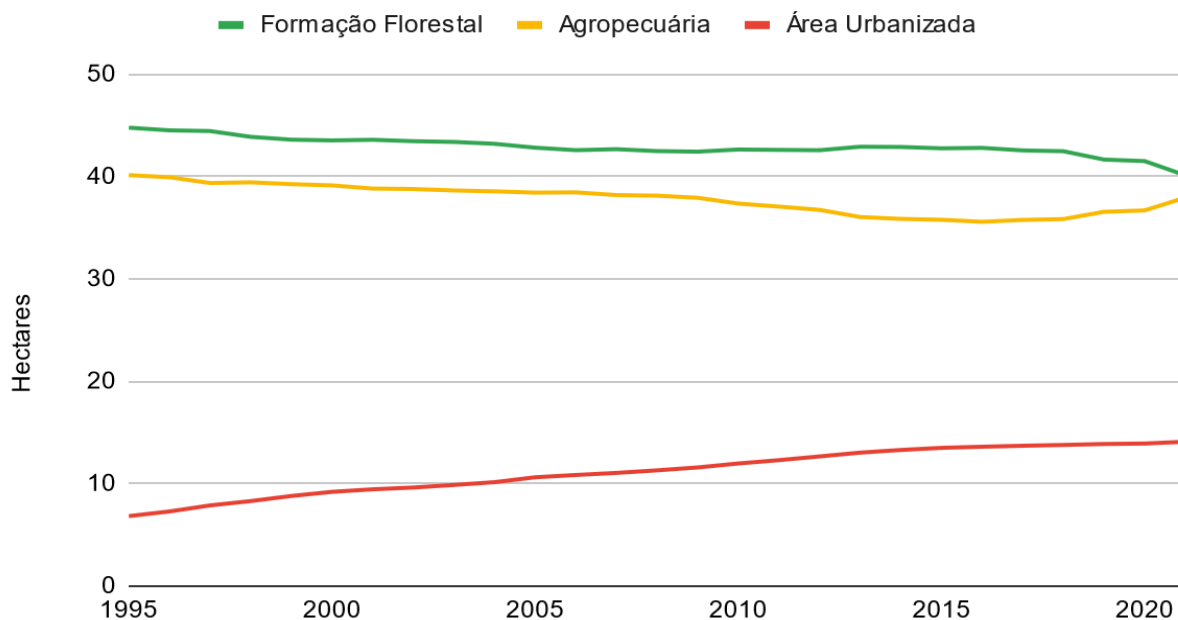


Figura 9: Uso do solo ao longo do tempo, desde o ano de 1995, quando da primeira coleta do trabalho de referência, até 2021. Fonte: MapBiomias, 2023.

A riqueza de espécies de Euglossini demonstra similaridade entre as comunidades de 1996 e 2022/2023. Em 1995 a comunidade era composta por 9 espécies, 4 amostradas durante a primavera e 8 durante o verão. Em 1996 a comunidade era composta por 7 espécies, 6 amostradas durante a primavera e 4 no verão. No trabalho atual, 8 espécies compuseram a primavera em 2022 e 8 o verão, totalizando 9 espécies na comunidade. Ao analisar o uso do solo ao longo do tempo e a diversidade de espécies (H) notamos que não houve mudanças significativas na diversidade de espécies (H) entre as amostragens 24 anos atrás e as atuais.

O teste do Qui-Quadrado (χ^2) avaliou a correlação entre as amostras do presente estudo e do estudo de referência. Após utilizar o script no ambiente R, o valor de p foi igual a $5,534e-9$, ou seja foi inferior a 0,05, portanto, é possível refutar a hipótese nula (H_0) de que as populações de ambos os estudos são independentes. Dessa forma é possível que, apesar das diferenças entre as composições do trabalho de referência (Garófalo *et al.*, 1998) e o presente trabalho, a semelhança

é suficiente para afirmar que ambas as amostragens são parte de uma mesma população ao longo do tempo.

DISCUSSÃO

Espécies de animais capazes de indicar mudanças ambientais antropogênicas são chamados de bioindicadores e são extremamente necessários em um mundo de mudanças rápidas (Gonçalves & Faria, 2021). Abelhas da tribo Euglossini há muito são discutidas como possíveis bioindicadores da perda do habitat e seus efeitos, como aumento da temperatura, diminuição da umidade, chuvas entre outros fatores associados à retirada de vegetação (Aniño *et al.* 2019; Gonçalves & Faria, 2021). A seguir apresentamos alguns trabalhos demonstraram capacidade considerável de certos grupos de Euglossini de lidar com danos causados ao habitat, ainda que severos.

Tonhasca *et al.* (2002) apontaram ausência de conexão entre abundância e riqueza de espécies de Euglossini e o tipo de habitat, argumentando que a abundância pode declinar em fragmentos perturbados por ação antrópica, mas a maioria das espécies responde a condições locais efêmeras e específicas. Deste modo Euglossini constituiria um grupo de relativa estabilidade com flutuações sazonais relevantes (Tonhasca *et al.*, 2002), como por exemplo o grande boom de *Eufriesea violacea* na primavera e de *Eulaema nigrita* no verão do trabalho de Garófalo *et al.* (1998) e desta dissertação.

Rocha-Filho *et al.* (2020) registraram ligeiro aumento no número de espécies e abundância de machos 4 anos após uma queimada que dizimou 46% do fragmento florestal, além da expansão urbana da cidade no entorno. Nessa amostragem 4 anos após a queimada, *Euglossa cordata* e *Eulaema nigrita* foram as espécies mais abundantes.

Outros autores consideraram Euglossini um grupo sensível aos efeitos de perda de vegetação, como o aumento da temperatura e diminuição da umidade, além de um menor regime de chuvas.

Peruquetti *et al.* (1999) demonstraram que fragmentos com menor perturbação antrópica e maiores podem apresentar maior riqueza de abelhas Euglossini, uma vez que comportam maior diversidade de espécies florais e podem conter menor quantidade de barreiras físicas que impedem a dispersão e forrageamento desses animais.

Giehl *et al.* (2013) avaliaram o efeito de queimadas induzidas na comunidade de abelhas Euglossini numa floresta de transição entre os biomas do Cerrado e da Floresta Amazônica. A área preservada apresentou maior riqueza de espécies que a área de fogo anual, que por sua vez

apresentou maior riqueza que a área de fogo trienal. As queimadas em ambas as áreas agredidas alteraram a composição da comunidade, mas os efeitos foram mais sentidos na área de fogo trienal, onde as populações de machos de *Euglossini* sofriam com efeitos deletérios.

Dessa forma, a questão não é se machos de *Euglossini* são bons bioindicadores, mas quais machos são bons bioindicadores de qual tipo de habitat. Algumas espécies possuem maior resiliência e capacidade de adaptação a ambientes degradados, outras possuem menos e são mais afetadas por interferência antrópica. Assim como enfatizado por Gonçalves *et al.* (2019) e Siddig *et al.* (2016), é importante frisar que a escolha de um bioindicador depende não apenas do propósito do estudo a ser conduzido, mas também das variáveis ambientais do próprio ambiente a ser medido. Além de tudo, nenhum organismo é um indicador universal.

Eulaema nigrita, por conta de sua habilidade de nidificar em construções humanas e maior plasticidade, pode ser considerada uma espécie mais resistente (Morato, 1998; Tonhasca Jr. *et al.*, 2002; Nemésio & Silveira, 2006a, Aguiar & Gaglianone; 2012) assim como *Euglossa cordata* (Aguiar & Gaglianone, 2012). *Eulaema cingulata* e *Eulaema mocsaryi* apresentam maior resistência a condições de estresse ambiental adversas (Tonhasca *et al.*, 2002; Milet-Pinheiro & Schlindwein, 2005; Aguiar & Gaglianone; 2012, Silva Diehl, 2013), podendo se estabelecer mais facilmente que outras espécies em locais degradados ou construções humanas (Garófalo, 1992; Gonzalez & Gaiani, 1990, Freitas, 2009).

Outras espécies aparentam ser mais sensíveis a mudanças, como *Eulaema meriana*, *Exaerete smaragdina*, *Euglossa analis* e *Euglossa annectans* (Souza *et al.*, 2005; Maia & Silva, 2008; Tonhasca *et al.*, 2002; Da Rocha-Filho *et al.*, 2020).

Entre os anos de 1996, quando foi feita a última coleta do trabalho de Garófalo *et al.* (1998) e 2021, quando foi feita a última atualização na plataforma MapBiomias, o bioma da Mata Atlântica referente ao espaço da Reserva Biológica da Serra do Japi perdeu 4.392 hectares ou 9,86% da sua cobertura original. Na Serra do Japi as imagens sobrepostas das coberturas vegetais dos anos de 1996 e 2021 enfatizam o aumento do cinturão urbano em torno da cobertura vegetal remanescente, ou seja a perda da vegetação nativa e expansão da área urbana, causando também os efeitos de fragmentação da mata nativa.

Vários trabalhos relataram declínio nas populações de *Euglossini* devido à perda da vegetação e dos efeitos da fragmentação de florestas (Powell & Powell, 1987; Morato, 1994; Butchart *et al.*, 2010; Barnosky *et al.*, 2011; 2012; Hooper *et al.*, 2012). No entanto, na Serra do

Japi a riqueza das espécies de Euglossini foi semelhante nos dois períodos estudados (11 e 9 espécies), com espaço temporal de 24 anos. Provavelmente essa semelhança deve-se a pouca alteração no entorno do local onde as coletas foram feitas, na reserva florestal. De acordo com as figuras 5 e 6 ao redor do ponto de amostragem, nenhuma mudança ambiental profunda ocorreu.

Muitas são as evidências de que as abelhas Euglossini possuem notável capacidade de voo. Já foram reportadas atravessando distâncias superiores a 2,5 km (Janzen, 1971) e voando mil metros acima da sua altitude regular (Roubik & Hanson, 2004). Experimentos de captura e recaptura revelaram distâncias percorridas de até 6 km (Ackerman *et al.*, 1982; Raw; 1989). Em 1982 Dressler observou indivíduos carregando polinários de orquídeas até notáveis 45 km distantes do habitat apropriado para a espécie floral em questão. Mais recentemente, Tonhasca *et al.* (2003) observou machos de *Euglossa* e *Eulaema* cruzarem campos abertos entre fragmentos florestais por distâncias de até 1,7 km, inclusive com colinas íngremes. Há também de se considerar que machos de Euglossini são capazes de atravessar obstáculos moderados e somente obstáculos mais severos são capazes de impedir a dispersão desses animais (Pokorny *et al.*, 2014).

A dispersão não depende apenas da qualidade do obstáculo, mas também da espécie da abelha em questão (Pokorny *et al.*, 2014). Por exemplo, Kroodsna (1975), utilizando o método de marcação e recaptura, coletou *Euglossa imperialis* em números continuamente inferiores à medida que se afastava curtas distâncias (5 a 10 minutos de caminhada). Já *Eulaema nigrita*, por exemplo, é notavelmente uma espécie urbana, capaz de atravessar paisagens alteradas com mais facilidade que outras espécies (Morato, 1998; Tonhasca Jr. *et al.*, 2002; Roubik & Hanson, 2004, Nemésio & Silveira, 2006a, Aguiar & Gaglianone; 2012). Espécies maiores teriam também mais facilidade de se dispersar que espécies menores (Roubik & Hanson, 2004).

Outra questão importante na dispersão desses animais são as condições do habitat onde estão inseridos. Se o ambiente fornece recursos em condições ótimas, como, por exemplo, espécies nativas de florestas tropicais, esses animais não sofreriam pressão suficiente para voarem por distâncias mais longas (Janzen, 1981). O contrário também é verdadeiro. Pokorny *et al.* (2014) coletaram indivíduos a até 95 km de distância do local marcado inicialmente. Contudo, a Península de Yucatán, onde foi feita a pesquisa, é caracterizada pela presença de fragmentos de floresta secundária decídua, habitações urbanas e pastos, assim sendo considerada um ambiente com condições sub-ótimas. A variação discreta entre as amostragens de Garófalo *et al.* (1998) e o

estudo atual pode ser atribuída, então, à boa preservação do ambiente em torno do ponto de coleta, fazendo necessário com que estudos mais abrangentes sejam realizados para se ter um panorama mais completo acerca da comunidade de abelhas Euglossini na Serra do Japi.

A composição das espécies na comunidade de Euglossini da Serra do Japi sofreu algumas alterações relevantes, como a ausência de 4 espécies de *Euglossa* no trabalho atual, bem como a ausência de outras duas espécies de *Euglossa* no inventário de 1995 e 1996. Em sua maioria estas seis espécies são raras, assim suas ausências podem ser devido à flutuação populacional natural. Apesar de espécies raras não serem bons bioindicadores individualmente, já que espera-se que sua abundância flutue de forma desproporcional à fragmentação ambiental (Ramalho *et al.*, 2013), o uso de várias espécies raras tende a diminuir esse efeito de incerteza em relação ao que foi inferido (Gonçalves *et al.*, 2019).

Por sua vez, as populações de *Eufriesea violacea* e *Eulaema nigrita* estiveram bem representadas nas observações de ambos os estudos e somaram aproximadamente 85,8% do total de indivíduos em Garófalo *et al.* (1998) e 95% do total de indivíduos no estudo atual, sendo *Ef. violacea* a espécie mais abundante em ambos. *Eufriesea violacea* aparenta ser uma espécie sensível à redução do tamanho do fragmento florestal, uma vez que o maior número de machos visitando as iscas foi observado no maior remanescente florestal, sugerindo que populações dessa espécie necessitam de áreas florestais maiores para sua existência (Giangarelli *et al.*, 2009; Knoll & Penatti, 2012). Embora possam existir outros fatores influenciando sua abundância, os dados sugerem que *Ef. violacea* poderia servir como um bioindicador para o status de conservação dos habitats florestais (Sofia & Suzuki, 2004). *Ef. violacea* foi positivamente correlacionada com o tamanho do fragmento florestal e negativamente correlacionada com o efeito de borda (Gonçalves *et al.*, 2014).

Este padrão de diversidade de dominância do habitat natural por duas ou mais espécies, foi relatado em outros estudos de diversos locais, (Oliveira & Campos, 1995; Sofia & Suzuki, 2004; Ramalho *et al.*, 2009; Knoll & Penatti, 2012; Silva Giehl, 2013). O padrão de distribuição de *Eufriesea violacea* muito abundante na primavera e *Eulaema nigrita* no verão pode estar relacionado a alguns fatores, como picos de floração, emergência de adultos ou atividades de nidificação (Ackerman, 1983; Pearson & Dressler, 1985; Roubik & Ackerman, 1987; Rebêlo & Garófalo, 1991).

Entre as espécies do gênero *Euglossa*, *Euglossa truncata* que esteve presente em ambos os inventários (1995-1996 e 2022-2023), bem como *Eg. fimbriata* e *Eg. annectans* (ausentes na atualidade) são espécies associadas a grandes fragmentos florestais (Morato, 1994). Sendo as duas últimas mais sensíveis a habitats mais secos (Morato, 1994).

Euglossa pleosticta é uma espécie amplamente distribuída (Nemésio, 2009) e constitui uma espécie dominante nos fragmentos do sudeste do estado de São Paulo (Rebêlo & Garófalo, 1991), mas ausente ou rara em outras partes da Mata Atlântica (Bezerra & Martins, 2001; Tonhasca Jr. *et al.*, 2002). *Euglossa violaceifrons* está associada à florestas densas (Nemésio, 2009). Surpreendentemente, estas duas espécies não foram reportadas na atualidade. Segundo Nemésio (2009) *Euglossa crassipunctata*, também está associada a fragmentos bem preservados, tendo sido reportada em algumas áreas da Mata Atlântica. Apenas um exemplar desta espécie foi capturado no trabalho atual.

Euglossa melanotricha possui preferências por áreas abertas, mais quentes e menos úmidas do que as florestas, como o Cerrado brasileiro, sendo rara em áreas densamente florestadas (Silveira *et al.*, 2002; Nemésio & Faria Jr., 2004). Na Serra do Japi 4 indivíduos de *Euglossa melanotricha* foram capturados na primavera e no verão de 2022/2023. No inventário realizado por Garófalo *et al.* (1998) esta espécie ocorreu apenas nas amostras de outono e inverno de 1996.

Algumas diferenças ou semelhanças sobre a riqueza de *Euglossa* no Japi ainda podem surgir com o exame por especialistas de machos do gênero *Euglossa* não identificados. Foi importante constatar que espécies de fácil identificação, como *El. nigrita* e *Eu. violacea*, podem ser utilizadas em monitoramento de fauna sem sacrificar os animais e sem afetar a qualidade da análise da composição da comunidade.

O maior valor do índice de diversidade de Shannon foi obtido no verão de 1995 ($H' = 1,39$), quando 8 espécies foram amostradas. Por sua vez, os menores valores da diversidade de Shannon ocorreram nas primaveras de 1996 ($H' = 0,49$) e 2022 ($H' = 0,52$), quando 6 e 7 espécies estavam presentes respectivamente. Estes valores baixos são devidos ao expressivo domínio de *Eufriesea violacea*, correspondendo a cerca de 80% das amostras. A realização das coletas nestas duas estações, primavera e verão, demonstrou ser aceitável em termos de representação da comunidade de Euglossini.

Neste trabalho foi possível perceber que houve degradação constatada e ainda em andamento na área referente à Reserva Biológica da Serra do Japi. Entretanto, o teste de Qui-Quadrado de Pearson nos forneceu a informação de que a comunidade de Euglossini não se alterou significativamente ao longo dos 24 anos que se passaram entre o estudo anterior e o atual. Além disso, o fragmento florestal se apresenta suficientemente preservado para suportar espécies mais sensíveis, principalmente no entorno do ponto de coleta, que permanece bem preservado, o que indica que a Serra do Japi/SP, apesar dos danos, ainda mantém sua função conservacionista de sustentar a comunidade de abelhas Euglossini mais sensíveis à interferência antrópica. Assim, pode-se concluir que a perda vegetal e a fragmentação da mata nativa não foram severas o suficiente para impactar profundamente na composição de espécies da Serra do Japi.

REFERÊNCIAS

ACKERMAN, J. D. Specificity and mutual dependency of the orchid-euglossine bee interaction. **Biological Journal of the Linnean Society**, 1983. 20: 301–314.

ACKERMAN, J. D., M. R.; MESLER, K. L. L. A. M.; MONTALVO, A. M. Food-foraging behavior of male Euglossini (Hymenoptera: Apidae): Vagabonds or trapliners? **Biotropica**, 1982. 14: 241-8.

AGUIAR, W. M; GAGLIANONE, M. C. Euglossine bee communities in small forest fragments of the Atlantic Forest, Rio de Janeiro state, southeastern Brazil (Hymenoptera, Apidae). **Revista Brasileira de Entomologia**, 2012. 56: 210-219.

ALLEN, L., REEVE, R., NOUSEK-MCGREGOR A., VILLACAMPA, J. & MACLEOD, R. Are orchid bees useful indicators of the impacts of human disturbance? **Ecological Indicators**, 2019. 103: 745-755.

ALVARENGA, P. E. F.; FREITAS, R. F.; AUGUSTO, S. C. Diversidade de Euglossini (Hymenoptera: Apidae) em áreas de cerrado do Triângulo Mineiro, MG. **Bioscience Journal**, 2007. 23: 30-7.

ANIÑO, Y., PARRA, A., GÁLVEZ, D. Are Orchid Bees (Apidae: Euglossini) Good Indicators of the State of Conservation of Neotropical Forests? **Sociobiology**, 2019. 66(1): 194-197. 10.13102/sociobiology.v66i1.3679 DOI: <https://doi.org/10.13102/sociobiology.v66i1.3679>

ARMBRUSTER, W. S. Evolution and ecological implications of “specialized” pollinator rewards. In S. Patiny (Ed.), Evolution of plant-pollinator relationships. **Cambridge University Press**. 2011. (Pp. 44–67).

ARMBRUSTER, W. S.; HERZIG, A. L.; CLAUSEN, T. P. Pollination of two sympatric species of *Dalechampia* (Euphorbiaceae) in suriname by male euglossine bees. **American Journal of Botany**, 1992. 79(12), 1374–1381. Disponível em: <<https://doi.org/10.1002/j.1537-2197.1992.tb13747.x>>. Acesso em 15 nov. 2023.

AUGUSTO, S.C.; GARÓFALO, C.A. Nesting biology and social structure of *Euglossa (Euglossa) townsendi* Cockerell (Hymenoptera, Apidae, Euglossini). **Insectes Sociaux**, 2004. 51: 400-409.

BARNOSKY, A.D. *et al.* Has the Earth’s sixth mass extinction already arrived? **Nature**, 2011. 471: 51–57. 10.1038/nature09678

BARNOSKY, A.D. *et al.* Approaching a state shift in Earth’s biosphere. **Nature**, 2012. 486: 52–58. 10.1038/nature11018

BARTELL, S. M. Biomarkers, bioindicators, and ecological risk assessment—a brief review and evaluation. **Environmental Bioindicators**, 2006. 1: 60-73.

- BECKER, P.; J. S. MOURE & F. J. A. PERALTA. More about Euglossine bees in Amazonian forest fragments. **Biotropica**, 1991. 23: 586–591.
- BEZERRA, C.P.; MARTINS, C. F. Diversidade de Euglossinae (Hymenoptera, Apidae) em dois fragmentos de Mata Atlântica localizados na região urbana de João Pessoa, Paraíba, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**. 2001. 18: 823-835.
- BURGER, J. Bioindicators: a review of their use in the environmental literature 1970–2005. **Environmental Bioindicators**, 2006. 1: 136-144.
- BUTCHART, S.H.M. *et al.* Global biodiversity: Indicators of recent declines. **Science**, 2010. 328: 1164–1168. 10.1126/science.1187512
- CAIRNS, J.; PRATT, J. R. **A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates**. Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates, 1993. 10: 27.
- CAMERON, S. A. Phylogeny and biology of neotropical orchid bees (Euglossini). **Annual Review of Entomology**, 2004. 49: 377.
- CEBALLOS G.; EHRLICH P. R.; BARNOSKY A.D.; GARCÍA A.; PRINGLE R. M.; PALMER T. M. Accelerated modern human-induced species losses: entering the sixth mass extinction. **Sci. Adv.** 2015. 1:e1400253
- CELLI, G.; PORRINI, C.; BALDI, M.; GHIGLI, E. Pesticides in Ferrara province: two year monitoring with honey bees (1987-1988). *Apic. - Ethology Ecology & Evolution*. 1989. 5: 254. Disponível em: <<https://doi.org/10.1080/03949370.1991.10721921>>. Acesso em 22 set. 2023.
- DA ROCHA-FILHO, Léo Correia et al. Species turnover and low stability in a community of euglossine bees (Hymenoptera: Apidae) sampled within 28 years in an urban forest fragment. **Apidologie**, 2020. 51: 921-934.
- SILVA GIEHL, Nubia França et al. O efeito do fogo sobre a comunidade de abelhas Euglossini (Hymenoptera: Apidae) em Floresta de Transição Cerrado-Amazônia (Mato Grosso, Brasil). **EntomoBrasilis**, 2013. 6: 178-183.
- DIRZO R.; YOUNG H. S.; GALETTI M.; CEBALLOS G.; ISAAC N. J.; COLLEN B. Defaunation in the Anthropocene. **Science**. 2014. 345: 401–6
- DODSON, C. H.; DRESSLER, R. L.; HILLS, H. G.; ADAMS, R. M.; WILLIAMS, N. H. Biologically Active Compounds in Orchid Fragrances: function of natural plant products in Orchid flower odors and the attraction of specific pollinators are described. **Science**. 1969. 164: 1243–1249. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1126/science.164.3885.1243>>. Acesso em 15 nov. 2023.
- DRESSLER, R. L. Pollination by euglossine bees. **Evolution**, 1968. 22: 202-10.
- DRESSLER, R. L. Biology of the orchid bees (Euglossini). **Annual Review of Ecology and Systematics**, 1982. 13: 373-94.

ELTZ T., SAGER A., LUNAU K. Juggling with volatiles: exposure of perfumes by displaying male orchid bees. *Journal of Comparative Physiology A: Neuroethology, Sensory, Neural, and Behavioral Physiology*, 2005. 191: 575–581.

FOLEY J. A.; DEFRIES R.; ASNER G. P.; BARFORD C.; BONAN G. *et al.* Global consequences of land use. *Science*. 2005. 309: 570–74

Food and Agriculture Organization. **The Global Forest Resources Assessment**, 2015. Rome: FAO.

FORMAN, R.T.T., GORDON, M., **Landscape Ecology**, 1986. New York: John Wiley & Sons.

FREITAS, R.F., 2009. Diversidade e sazonalidade de abelhas Euglossini Latreille (Hymenoptera: Apidae) em fitofisionomias do bioma Cerrado em Uberlândia, MG. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais) - Universidade Federal de Uberlândia. 65 p.

FROSSARD, A.; LEITE, F. L. G.; SILVA, E. L. F.; CARNEIRO, M. T. W. D.; JÚNIOR, J. L. R.; GOMES, L. C.; ENDRINGER, D. C. The snake *Bothrops jararaca* (Squamata: viperidae) is a suitable bioindicator of environmental exposure to cadmium: an experimental study. **Ecol. Indic.**, 2019. 104: 166–171. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2019.04.079>>. Acesso em 15 nov. 2023.

GARÓFALO, C. A. *et al.* Diversidade e abundância sazonal de Euglossini (Hymenoptera, Apidae) na Serra do Japi, Jundiá, SP. **Anais do IV Simpósio de Ecossistemas Brasileiros**, 1998. 3: 72-9.

GARIBALDI, L. A., STEFFAN-DEWENTER, I., WINFREE, R., AIZEN, M. A., BOMMARCO, R., CUNNINGHAM, S. A. & KLEIN, A. M. Wild Pollinators Enhance Fruit Set of Crops Regardless of Honey Bee Abundance. *Science*, 2013. 339 (6127): 1608-1611. Disponível em: <<https://doi:10.1126/science.1230200>>. Acesso em 25 abril 2024.

GERLACH, G; SCHILL, R. Composition of Orchid scents attracting euglossine bees. **Botanica Acta**, 1991. 104(5), 379–384. Disponível em: <<https://doi.org/10.1111/j.1438-8677.1991.tb00245.x>>. Acesso em 1º nov. 2023.

GIANGARELLI, D. C.; FREIRIA, G. A.; COLATRELI, O. P.; SUZUKI, K. M.; SOFIA, S. H. *Eufriesea violacea* (Blanchard): a euglossine species potentially sensitive to forest patch deterioration in Brazil. **Neotrop. Entomol.** 2009. 38: 610–615.

GIEHL, N. F. S. *et al.* O efeito do fogo sobre a comunidade de abelhas Euglossini (Hymenoptera: Apidae) em Floresta de Transição Cerrado-Amazônia (Mato Grosso, Brasil). **EntomoBrasilis**, 2013. 6: 178-183.

GONÇALVES, R.B., SYDNEY, N.V., OLIVEIRA, P.S., & ARTMANN, N.O. Bee and wasp responses to a fragmented landscape in southern Brazil. **Journal of Insect Conservation**, 2014. 18: 1193-1201.

GONÇALVES, R. B.; FARIA, L. R. R. In Euglossine we trust as ecological indicators: a reply to Añino *et al.* **Sociobiology**, 2019. 68: e4610-e4610.

GONZÁLEZ, J.M. & GAIANI, M.A. Bionomic notes on the nests of *Euglossa cordata*. **Boletín de Entomología Venezolana**, 1990. 5: 141-143.

HANSEN, Matthew C. et al. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. **science**, 2013. 342: 850-853.

HENSKÉ, J.; SALEH, N. W.; CHOUVENC, T.; RAMIREZ, S. R.; ELTZ, T. Function of environment-derived male perfumes in orchid bees. **Current Biology**, 2023. 33: 2075-2080 e2073.

HOOPER, D.U., et al. A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change. **Nature**, 2012. 486: 105–108 (2012).22678289

INMET. Disponível em: <<https://tempo.inmet.gov.br/TabelaEstacoes/A001>> Acesso em 7 nov. 2023.

International Union for the Conservation of Nature. 2015. **The IUCN Red List of Threatened Species**. Version 2014. Disponível em: <<http://www.iucnredlist.org>>. Acesso em 2 nov. 2023.

JAIN A.; SINGH B. N.; SINGH S. P.; SINGH H. B.; SINGH S. Exploring biodiversity as bioindicators for water pollution. **National Conference on Biodiversity**, 2010. Development and Poverty Alleviation; May 22, Uttar Pradesh. Lucknow (India): UttarPradeshStateBiodiversityBoard.

JANZEN, D. H. Euglossine bees as long-distance pollinators of tropical plants. **Science**, 1971. 171 , 203–205.

JANZEN, D. H. Bee arrival at two Costa Rican female *Catasetum* orchid inflorescences, and a hypothesis on euglossine population structure. **Oikos**, 1981. 36 , 177–183

KHATRI, N.; TYAGI, S. Influences of natural and anthropogenic factors on surface and groundwater quality in rural and urban areas. 2015. **Front Life Sci.**, 2015. 8: 23–39.

KEVAN, P. G. Pollinators as bioindicators of the state of the environment: species, activity and diversity. In *Invertebrate biodiversity as bioindicators of sustainable landscapes* **Elsevier**, 1999. 373-393.

KNOLL, F. D. R. N., & PENATTI, N.C. Habitat fragmentation effects on the orchid bee communities in remnant forests of southeastern Brazil. **Neotropical entomology**, 2012. 41: 355-365.

KNUDSEN, J. T. Variation in floral scent composition within and between populations of *Geonoma macrostachys* (Arecaceae) in the western Amazon. **American Journal of Botany**, 2002. 89: 1772–1778. Disponível em: <<https://doi.org/10.3732/ajb.89.11.1772>>. Acesso em 20 set. 2023.

LANDIM, C. et al. Órgão Tibial Dos Machos De Euglossini. Estudo Ao Microscópio Óptico E Eletrônico. **Revista Brasileira de Biologia**, 1965. 25: 323-342.

LANDRES, P. B.; VERNER, J.; THOMAS, J. W. Ecological uses of vertebrate indicator species: a critique. **Conservation biology**, 1988. 2: 316-328.

LEITÃO-FILHO, H. F. A flora arbórea da Serra do Japi. **História natural da Serra do Japi**, 1992. 40-62

LI, H.; REYNOLDS, J. F. On definition and quantification of heterogeneity. **Oikos**, 1995. 280-284.

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

LOPES, F. D. Two attractants for *Eulaema tropica* L. **Journal of Economic Entomology**, 1963. 56: 540-53.

MAIA, S. F. T.; SILVA, S. J. R. Análise faunística de abelhas Euglossina (Hymenoptera: Apidae) em ambientes de floresta nativa e plantios de *Acacia mangium* no Estado de Roraima. **Revista Agro@ambiente**. 2008. 2: 42-50.

MANEL, S., SCHWARTZ, M. K., LUIKART, G., & TABERLET, P. 2003. Landscape genetics: combining landscape ecology and population genetics. **Trends in ecology & evolution**, 18(4), 189-197.

MCCAULEY, D. J.; PINSKY, M. L.; PALUMBI, S. R.; ESTES J. A.; JOYCE F. H.; WARNER R. R. Marine defaunation: animal loss in the global ocean. **Science**, 2015. 347: 1255641

MILET-PINHEIRO, P.; DOMINGOS-MELO, A.; OLIVEIRA, J. B.; ALBUQUERQUE, N. S. L.; COSTA, A. C. G.; ALBUQUERQUE-LIMA, S.; SILVA, M. F. R.; NAVARRO, D. M. A. F.; MAIA, A. C. D.; GUNDERSEN, L. -L.; SCHUBERT, M.; DÖTTERL, S.; MACHADO, I. C. A Semivolatile floral scent marks the shift to a novel pollination system in bromeliads. **Current Biology**, 2021. 31: 860–868. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.cub.2020.11.012>>. Acesso em 15 nov. 2023.

MILET-PINHEIRO, P.; SCHLINDWEIN, C. Do Euglossine males (Apidae, Euglossini) leave tropical rainforest to collect fragrances in sugar cane monocultures? **Revista Brasileira de Zoologia**, 2005. 22: 853-858.

MORATO, E.F. Abundância e riqueza de machos de Euglossini (Hymenoptera: Apidae) em mata de terra firme e áreas de derrubada, nas vizinhanças de Manaus (Brasil). **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Série Zoologia**, 1994. 10: 95-105.

MORATO, E. F. Estudos sobre comunidades de abelhas Euglossini. **Anais do Encontro sobre Abelhas**, 1998. 3: 135-143.

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**, 2023. Disponível em: <<http://www.moure.cria.org.br/catalogue>>. Acessado 17 nov 2023.

NEMESIO, A. *et al.* *Euglossa marianae* sp. n. (Hymenoptera: Apidae): a new orchid bee from the Brazilian Atlantic Forest and the possible first documented local extinction of a forest-dependent orchid bee. **Zootaxa**, 2011. 2892: 59-68.

NEMÉSIO, A. Orchid bees (Hymenoptera: Apidae) of the Brazilian Atlantic Forest. **Zootaxa**, 2009. 2041: 1–242-1–242.

NEMÉSIO, A. & L.R.R. FARIA Jr., L.R.R. First assessment of orchid bee fauna (Hymenoptera: Apidae: Apini: Euglossina) of Parque Estadual do Rio Preto, a cerrado area in southeastern Brazil. *Lundiana*, 2004. 5: 113-117.

NEMÉSIO, A., SILVEIRA, F.A. Edge effects on the orchid bee fauna (Hymenoptera: Apidae) at a large remnant of Atlantic Rain Forest in southeastern Brazil. **Neotrop Entomol**, 2006. 35:313–323.

NOGUEIRA, P. C. L.; MARSAIOLI, A. J.; AMARAL, M. C. E.; BITTRICH, V. The fragrant floral oils of *Tovomita* species. **Phytochemistry**, 1998. 49, 1009–1012.

OLIVEIRA, M. L.; CAMPOS, L. A. O. Abundância, riqueza e diversidade de abelhas Euglossinae (Hymenoptera, Apidae) em florestas contínuas de terra firme na Amazônia central, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 1995. 12: 547-556.

PANSARIN, E. R.; PANSARIN, L.M. A família Orchidaceae na Serra do Japi, São Paulo, Brasil. **Rodriguésia**, 2008. 59: 99-111.

PARMAR, T. K.; RAWTANI, D.; AGRAWAL, Y. K. Bioindicators: the natural indicator of environmental pollution. **Frontiers in Life Science**, 2016. 9: 110-118.

PEARSON, D.L. & Dressler, R.L. Two-Year Study of Male Orchid Bee (Hymenoptera: Apidae: Euglossini) Attraction to Chemical Baits in Lowland South-Eastern Peru. **Journal of Tropical Ecology**, 1985. 1: 37–54.

PERUGINI, M.; DI SERAFINO, G.; GIACOMELLI, A.; MEDRZYCKI, P.; SABATINI, A.G.; ODDO, L.P.; MARINELLI, E.; AMORENA, M. Monitoring of polycyclic aromatic hydrocarbons in bees (*Apis mellifera*) and honey in urban areas and wildlife reserves. **J. Agric. Food Chem**, 2009. 57, 7440–7444. Disponível em: <<https://doi.org/10.1021/jf9011054>>. Acesso em 15 nov. 2023.

PERUQUETTI, R. C.; L. A. O. CAMPOS; C. D. P. COELHO; C. V. M. ABRANTES & L. C. O. LISBOA. Abelhas Euglossini (Apidae) de áreas de Mata Atlântica: abundância, riqueza e aspectos biológicos. **Revista Brasileira de Zoologia**, 1999. 16: 101–118.

PHILLIPS D. J. H.; RAINBOW P. S. Biomonitoring of traceaquatic contaminants. New York (NY): **Elsevier Appliedscience**, 1993.

PIMM S. L.; JENKINS C. N.; ABELL R.; BROOKS T. M.; GITTLEMAN J. L. *et al.* The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. **Science**, 2014. 344:1246752

PLAFKIN J. L.; BARBOU R. M. T.; PORTER K. D.; GROSS S. K.; HUGHES R. M. Rapid assessment protocols for use in streams and rivers: benthic macroinvertebrates and fish. Washington (DC): EPA. Rosenberg DM, Resh VH, editors. **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**, 1989. New York (NY): Chapman & Hall.

POKORNY T., LOOSE D., DYKER G., QUEZADA-EUÁN J.J.G., ELTZ T. Dispersal ability of male orchid bees and direct evidence for long-range flights. **Apidologie**, 2014. 46:224–237.

PORRINI, C.; GHINI, S.; GIROTTI, S.; SABATINI, A.G.; GATTAVECCHIA, E.; CELLI, G. Use of honey bees as bioindicators of environmental pollution in Italy. *Honey Bees Estim. Environ. Impact Chem*, 2002. Disponível em: <<https://doi.org/doi:10.1201/9780203218655.ch11>>. Acesso em 8 nov. 2023.

POWELL, H.; POWELL, G. V. N. Population dynamics of male euglossine bees in Amazonian forest fragments. **Biotropica**, 1987. 19: 176179.

RAMALHO, M.R.J., SILVA, M.E., SILVA, M. & MONTEIRO, D. Spatial distribution of orchid bees in a rainforest/ rubber agro-forest mosaic: habitat use or connectivity. **Apidologie**, 2013. 44: 385-403.

RAMALHO, A. V.; GAGLIANONE, M. C.; OLIVEIRA, M. L. Comunidades de abelhas Euglossina (Hymenoptera, Apidae) em fragmentos de Mata Atlântica no sudeste do Brasil. **Revista brasileira de entomologia**, 2009. v. 53, p. 95-101.

RAW, A. The dispersal of euglossine bees between isolated patches of eastern Brazilian wet forest (Hymenoptera, Apidae). **Rev. Bras. Entomol.**, 1989. 33 , 103–107

REBÊLO, J. M. M.; GARÓFALO, C. A. Diversidade e sazonalidade de machos de Euglossini (Hymenoptera, Apidae) e preferência por iscas odores em um fragmento de floresta no sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, 1991. 51: 787-799.

ROUBIK, D.W. & ACKERMAN, J.D. Long-term ecology of euglossine orchid-bees (Apidae: Euglossini) in Panama. **Oecologia**, 1987. 73: 321–333.

ROUBIK, D. W., HANSON, P. E. Orchid bees of tropical America. Instituto Nacional de Biodiversidad (INBio), 2004.

SAZIMA, M.; VOGEL, S.; COCUCCHI, A.; HAUSNER, G. The perfume flowers of *Cyphomandra* (Solanaceae): Pollination by euglossine bees, bellows mechanism, osmophores, and volatiles. **Plant Systematics and Evolution**, 1993. 187(1–4), 51–88. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/bf00994091>>. Acesso em 15 nov. 2023.

SKALDINA, O.; PERÄNIEMI, S.; SORVARI, J. Ants and their nests as indicators for industrial heavy metal contamination. **Environmental Pollution**, 2018. 240: 574-581.

SIDDIG, A. *et al.* How do ecologists select and use indicator species to monitor ecological change? Insights from 14 years of publication in Ecological Indicators. **Ecological Indicators**, 2016. 60: 223-230.

SILVEIRA, F. A., MELO, G. A. R. & ALMEIDA, E. A. B. Abelhas brasileiras. **Sistemática e identificação**, 2002. Belo Horizonte, Fernando A. Silveira, 253p.

SKALDINA, O.; PERÄNIEMI, S.; SORVARI, J. Ants and their nests as indicators for industrial heavy metal contamination. **Environ. Pollut.**, 2018. 240, 574–581. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2018.04.134>>. Acesso em 15 nov. 2023.

SOFIA, S. H.; SUZUKI, K. M. Comunidades de abelhas Euglossina (Hymenoptera: Apidae) em fragmentos florestais no sul do Brasil. **Neotropical Entomology**, 2004. 33: 693-702.

SOUZA, A. K. P.; HERNÁNDEZ, M. I. M.; MARTINS, C. F. Riqueza, abundância e diversidade de Euglossina (Hymenoptera, Apidae) em áreas de Reserva Biológica Guaribas, Paraíba, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 2005. 22: 320-325.

STORCK-TONON, D., MORATO, E.F., MELO A.W.F., OLIVEIRA, M.L. Orchid bees of forest fragments in southwestern Amazonia. **Biota Neotrop**, 2013. 13:133–141

TEICHERT, H.; DÖTTERL, S.; ZIMMA, B.; AYASSE, M.; GOTTSBERGER, G. Perfume-collecting male euglossine bees as pollinators of a basal angiosperm: The case of *Unonopsis stipitata* (Annonaceae). **Plant Biology**, 2009. Stuttgart, Germany. 11: 29–37. Disponível em: <<https://doi.org/10.1111/j.1438-8677.2008.00101.x>>. Acesso em 18 out. 2023.

TONHASCA Jr. A., ALBUQUERQUE, G. S., & BLACKMER, J. L. Dispersal of euglossine bees between fragments of the Brazilian Atlantic Forest. **Journal of Tropical Ecology**, 2003. 19(01), 99–102. Disponível em: <<https://doi:10.1017/s0266467403003122>>. Acesso em 25 abril 2024.

TONHASCA Jr., A.; BLACKMER, J.L., ALBUQUERQUE, G.S. Abundance and diversity of euglossine bees in the fragmented landscape of the Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica**, 2002. 34: 416-422.

TOSTA, T. H. A., SILVEIRA, G. D. C., SCHIAVINI, I., SOFIA, S. H., & AUGUSTO, S. C. 2017. Using short-term surveys and mark–recapture to estimate diversity and population size of orchid bees in forest formations of the Brazilian savanna. **Journal of natural history**, 51(7-8), 391-403.

TURNER, M.G.; GARDNER, R.H.; O’NEILL, R.V. Landscape Ecology in Theory and Practice. **New York: Springer-Verlag**, 2001. 401 pp.

TURNER, M. G. Landscape ecology: what is the state of the science?. **Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.**, 2005. 36: 319-344.

VAN DER STEEN, J. J. M.; DE KRAKER, J.; GROTENHUIS, T. Spatial and temporal variation of metal concentrations in adult honeybees (*Apis mellifera* L.). **Environ. Monit. Assess.**, 2012. 184: 4119–4126. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s10661-011-2248-7>>. Acesso em 19 nov. 2023.

WILLIAMS, N. H.; WHITTEN, W. M. Orchid floral fragrances and male euglossine bees:

methods and advances in the last sesquidecade. **The Biological Bulletin**, 1983. 164: 355- 95.

ZARIĆ, N. M. *et al.* Honeybees as sentinels of lead pollution: Spatio-temporal variations and source appointment using stable isotopes and Kohonen self-organizing maps. **Science of the total environment**, 2018a. 642: 56-62.

ZARIĆ, N.M.; ILIJEVIC, K.; STANISAVLJEVIĆ, L.; GRZETIC, I. Use of honeybees (*Apis mellifera* L.) as bioindicators of spatial variations and origin determination of metal pollution in Serbia. **Journal of the Serbian Chemical Society**, 2018b. 83: 773–784. Disponível em: <<https://doi.org/10.2298/JSC171110018Z>>. Acesso em 15 nov. 2023.

ZARIĆ, N. M.; BRODSCHNEIDER, R.; GOESSLER, W. Honey bees as biomonitors – Variability in the elemental composition of individual bees. *Environmental Research*, 2022. 204: 112237.

ZHOU, X. *et al.* Identifying sources of environmental contamination in European honey bees (*Apis mellifera*) using trace elements and lead isotopic compositions. **Environmental science & technology**, 2018. 52: 991-1001.

ZOLFAGHARI, G.; ESMAILI-SARI, A.; GHASEMPOURI, S.M.; KIABI, B.H. Examination of mercury concentration in the feathers of 18 species of birds in southwest Iran. **Environ. Res.**, 2007. 104, 258–265 Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.envres.2006.12.002>>. Acesso em 14 nov. 2023.

APÊNDICE I

Para melhor efeito de comparação com os dados obtidos neste trabalho, disponibilizamos o esforço amostral realizado por Garófalo *et al.* (1998) em seu trabalho na Serra do Japi/SP entre os anos de 1995 e 1996 nas tabelas A e B a seguir.

Tabela A. Número de machos de Euglossini coletados durante o período de abril de 1994 a março de 1996, na Serra do Japi, Jundiá, SP por Garófalo *et al.* (1998)

Espécies de Euglossini	Nº de machos	% de machos
<i>Euglossa (Euglossa) truncata</i> Rebêlo & Moure	18	3,6
<i>Euglossa (Euglossa) pleosticta</i> Dressler	22	4,3
<i>Euglossa (Glossura) annectans</i> Dressler	12	2,4
<i>Euglossa (Euglossa) fimbriata</i> Rebêlo & Moure	7	1,4
<i>Euglossa (Euglossa) cordata</i> (Linnaeus)	2	0,4
<i>Euglossa (Euglossa) violaceifrons</i> Rebêlo & Moure	5	1,0
<i>Euglossa (Euglossa) melanotricha</i> Moure	2	0,4
<i>Euglossa</i> sp.	3	0,6
<i>Eulaema (Apeulaema) nigrita</i> Lepetier	177	34,9
<i>Eufriesea violacea</i> (Mocsary)	257	50,8
<i>Exaerete smaragdina</i> (Guérin)	1	0,2
Total	506	100

Tabela B. Abundância sazonal e índices de diversidade e equidade das espécies de Euglossini amostradas durante o período de abril de 1994 a março de 1996, na Serra do Japi, Jundiá, SP por Garófalo *et al.* (1998). Pr: primavera; Ve: verão; Ou: outono; In: inverno

Espécies de Euglossini	Abril/94 a março/95				Abril/95 a março/96			
	Pr	Ve	Ou	In	Pr	Ve	Ou	In
<i>Euglossa truncata</i>	0	6	7	2	1	0	1	1
<i>Euglossa pleosticta</i>	0	14	6	0	0	2	0	0
<i>Euglossa annectans</i>	1	9	2	0	0	0	0	0
<i>Euglossa fimbriata</i>	1	2	4	0	0	0	0	0
<i>Euglossa cordata</i>	0	1	0	0	1	0	0	0
<i>Euglossa violaceifrons</i>	0	5	0	0	0	0	0	0
<i>Euglossa melanotricha</i>	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Euglossa sp.</i>	0	1	0	0	1	1	0	0
<i>Eulaema nigrita</i>	17	84	11	3	17	27	15	3
<i>Eufriesea violacea</i>	54	38	0	0	138	27	0	0
<i>Exaerete smaragdina</i>	0	0	0	0	1	0	0	0
Total de machos	73	160	30	5	159	57	17	5
Total de espécies	4	9	5	2	6	4	3	3
Diversidade (H')	0,679a	1,404b	1,478b	0,673a	0,489a	0,896b	0,443 abc	0,950 abc
Equidade (J')	0,490	0,639	0,918	0,971	0,273	0,646	0,404	0,865

APÊNDICE II

Script para cálculo do Índice de Diversidade de Shannon (H') para aplicação em ambiente de programação Python.

```

Instalando Bibliotecas
# !pip install pandas
# !pip install numpy
Importando bibliotecas
import pandas as pd
import numpy as np

Base de dados
dados_95pr = [['E.carolina', 0], ['E. truncata', 0],
              ['E.melanotricha', 0], ['E.crassipunctata', 0],
              ['E.fimbriata', 1], ['E.pleosticta', 0],
              ['E.violaceifrons', 0], ['E.annectans', 1],
              ['Eulaema marcii', 0], ['Exaerete smaradigna', 0],
              ['Eufriesea violacea', ], ['Eulaema nigrita', ]
              ['Euglossa sp 1', ]]

dados_95ve = [['E.carolina', 1], ['E. truncata', 6],
              ['E.melanotricha', 0], ['E.crassipunctata', 0],
              ['E.fimbriata', 2], ['E.pleosticta', 12],
              ['E.violaceifrons', 5], ['E.annectans', 9],
              ['Eulaema marcii', 0], ['Exaerete smaradigna', 0],
              ['Eufriesea violacea', ], ['Eulaema nigrita', ]]

dados_96pr = [['E.carolina', 1], ['E. truncata', 1],
              ['E.melanotricha', 0], ['E.crassipunctata', 0],
              ['E.fimbriata', 0], ['E.pleosticta', 0],
              ['E.violaceifrons', 0], ['E.annectans', 0],
              ['Eulaema marcii', 0], ['Exaerete smaradigna', 1],
              ['Eufriesea violacea', ], ['Eulaema nigrita', ]]

dados_96ve = [['E.carolina', 0], ['E. truncata', 0],
              ['E.melanotricha', 0], ['E.crassipunctata', 0],
              ['E.fimbriata', 0], ['E.pleosticta', 2],
              ['E.violaceifrons', 0], ['E.annectans', 0],
              ['Eulaema marcii', 0], ['Exaerete smaradigna', 0]]

dados_22pr = [['E.carolina', 1], ['E. truncata', 2],
              ['E.melanotricha', 2], ['E.crassipunctata', 1],
              ['E.fimbriata', 0], ['E.pleosticta', 0],
              ['E.violaceifrons', 0], ['E.annectans', 0],
              ['Eulaema marcii', 1], ['Exaerete smaradigna', 1]]

```

```

dados_22ve = [['E.carolina', 3], ['E. truncata', 16],
              ['E.melanotricha', 2], ['E.crassipunctata', 0],
              ['E.fimbriata', 0], ['E.pleosticta', 0],
              ['E.violaceifrons', 0], ['E.annectans', 0],
              ['Eulaema marcii', 1], ['Exaerete smaradigna', 1]]

```

```

df_95pr = pd.DataFrame(dados_95pr, columns=['Species',
      'Frequency'])

```

```
df_95pr
```

	Species	Frequency
0	E.carolina	0
1	E. truncata	0
2	E.melanotricha	0
3	E.crassipunctata	0
4	E.fimbriata	1
5	E.pleosticta	0
6	E.violaceifrons	0
7	E.annectans	1
8	Eulaema marcii	0
9	Exaerete smaradigna	0

```

df_95ve = pd.DataFrame(dados_95ve, columns=['Species',
      'Frequency'])

```

```

df_96pr = pd.DataFrame(dados_96pr, columns=['Species',
      'Frequency'])

```

```

df_96ve = pd.DataFrame(dados_96ve, columns=['Species',
      'Frequency'])

```

```

df_22pr = pd.DataFrame(dados_22pr, columns=['Species',
      'Frequency'])

```

```

df_22ve = pd.DataFrame(dados_22ve, columns=['Species',
      'Frequency'])

```

Calculando proporções

```

df_95pr['p'] = (df_95pr['Frequency'] /
df_95pr['Frequency'].sum())

```

```
df_95pr
```

	Species	Frequency	p
0	E.carolina	0	0.0
1	E. truncata	0	0.0
2	E.melanotricha	0	0.0
3	E.crassipunctata	0	0.0
4	E.fimbriata	1	0.5
5	E.pleosticta	0	0.0
6	E.violaceifrons	0	0.0
7	E.annectans	1	0.5
8	Eulaema marcii	0	0.0
9	Exaerete smaradigna	0	0.0

```

df_95ve['p'] = (df_95ve['Frequency'] /
df_95ve['Frequency'].sum())

```

```

df_96pr['p'] = (df_96pr['Frequency'] /
df_96pr['Frequency'].sum())
df_96ve['p'] = (df_96ve['Frequency'] /
df_96ve['Frequency'].sum())
df_22pr['p'] = (df_22pr['Frequency'] /
df_22pr['Frequency'].sum())
df_22ve['p'] = (df_22ve['Frequency'] /
df_22ve['Frequency'].sum())
Calculando ln(p)
df_95pr['ln(p)'] = df_95pr['p'].apply(lambda x: 0 if x == 0 else
np.log(x))
df_95pr

# df['c']=df['b'].apply(lambda x: 0 if x ==0 else math.log(x))
      Species      Frequency p ln(p)
0 E.carolina      0      0.0 0.000000
1 E. truncata      0      0.0 0.000000
2  E.melanotricha  0      0.0 0.000000
3  E.crassipunctata 0      0.0 0.000000
4 E.fimbriata      1      0.5 -0.693147
5 E.pleosticta      0      0.0 0.000000
6  E.violaceifrons  0      0.0 0.000000
7 E.annectans      1      0.5 -0.693147
8  Eulaema marcii   0      0.0 0.000000
9  Exaerete smaradigna 0      0.0 0.000000
df_95ve['ln(p)'] = df_95ve['p'].apply(lambda x: 0 if x == 0 else
np.log(x))
df_96pr['ln(p)'] = df_96pr['p'].apply(lambda x: 0 if x == 0 else
np.log(x))
df_96ve['ln(p)'] = df_96ve['p'].apply(lambda x: 0 if x == 0 else
np.log(x))
df_22pr['ln(p)'] = df_22pr['p'].apply(lambda x: 0 if x == 0 else
np.log(x))
df_22ve['ln(p)'] = df_22ve['p'].apply(lambda x: 0 if x == 0 else
np.log(x))

#Calculando p * ln(p)
df_95pr['p * ln(p)'] = (df_95pr['p'] * df_95pr['ln(p)'])
df_95pr
      Species Frequency  p    ln(p) p * ln(p)
0  E.carolina      0 0.0 0.000000 0.000000
1  E. truncata      0 0.0 0.000000 0.000000
2  E.melanotricha    0 0.0 0.000000 0.000000
3  E.crassipunctata  0 0.0 0.000000 0.000000
4  E.fimbriata      1 0.5 -0.693147 -0.346574
5  E.pleosticta      0 0.0 0.000000 0.000000
6  E.violaceifrons   0 0.0 0.000000 0.000000

```

```

7   E.annectans      1 0.5 -0.693147 -0.346574
8   Eulaema marcii      0 0.0 0.000000 0.000000
9   Exaerete smaradigna  0 0.0 0.000000 0.000000
df_95ve['p * ln(p)'] = (df_95ve['p'] * df_95ve['ln(p)'])
df_96pr['p * ln(p)'] = (df_96pr['p'] * df_96pr['ln(p)'])
df_96ve['p * ln(p)'] = (df_96ve['p'] * df_96ve['ln(p)'])
df_22pr['p * ln(p)'] = (df_22pr['p'] * df_22pr['ln(p)'])
df_22ve['p * ln(p)'] = (df_22ve['p'] * df_22ve['ln(p)'])

```

Calculando o Índice de Diversidade de Shannon

```

H_95pr = (df_95pr['p * ln(p)'].sum() * -1)
H_95pr
0.6931471805599453
H_95ve = (df_95ve['p * ln(p)'].sum() * -1)
H_96pr = (df_96pr['p * ln(p)'].sum() * -1)
H_96ve = (df_96ve['p * ln(p)'].sum() * -1)
H_22pr = (df_22pr['p * ln(p)'].sum() * -1)
H_22ve = (df_22ve['p * ln(p)'].sum() * -1)
H_95pr, H_95ve, H_96pr, H_96ve, H_22pr, H_22ve
(0.6931471805599453,
 1.561692583428251,
 1.0986122886681096,
 -0.0,
 1.7328679513998633,
 1.003165921017814)

```

Script para cálculo do Chi-Quadrado de Pearson para ser rodado no ambiente de programação R

```

Pearson's Chi-squared test
data: as.matrix(species[, -1])
X-squared = 63.333, df = 12, p-value = 5.534e-09

script R
```{r loading data creating dataframe}
species<-read.csv("MRPP_Isabela.csv", header=TRUE)
head(species)

chisq.species<-chisq.test(as.matrix(species[, -1]))
chisq.species
```

```