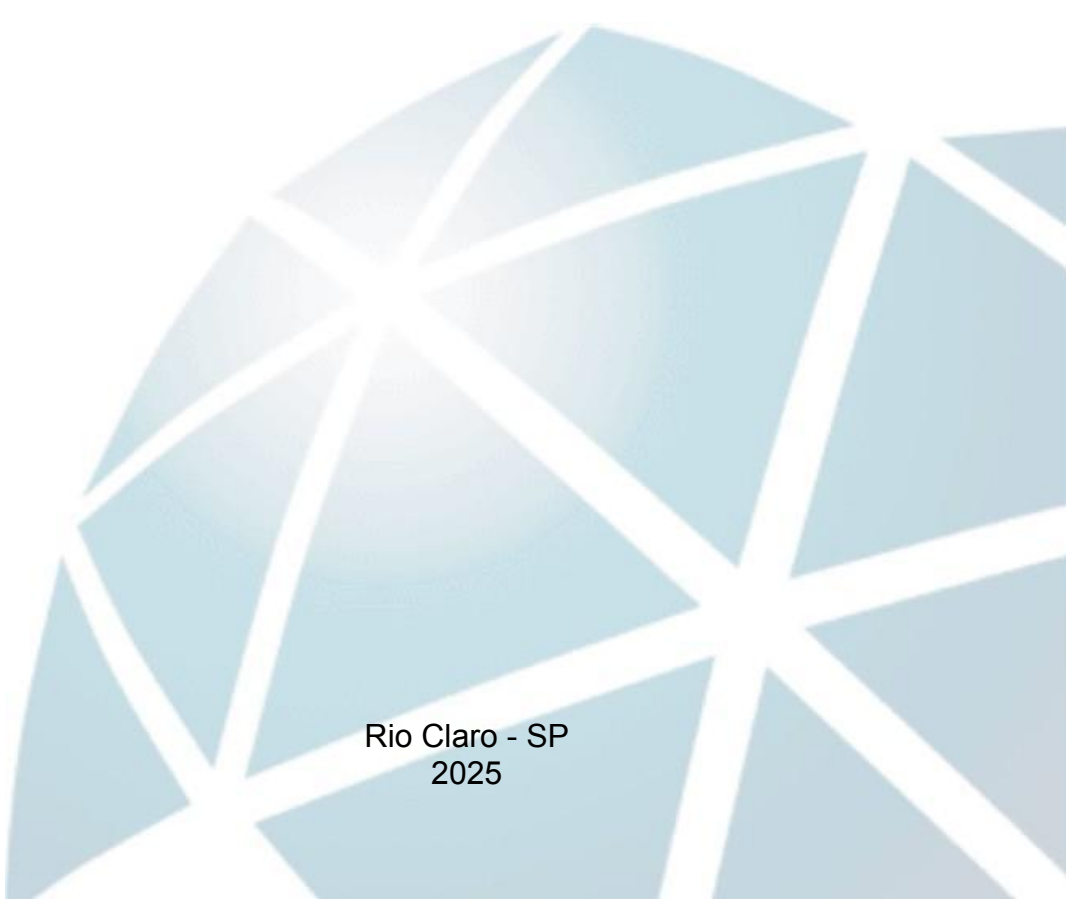

CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

LEILA NOVAKOWSKI

**INFLUÊNCIA DA COBERTURA FLORESTAL E
DA HETEROGENEIDADE DA PAISAGEM SOBRE
A DIVERSIDADE POLÍNICA EM CÉLULAS DE
CRIA DE ABELHAS SOLITÁRIAS**



Rio Claro - SP
2025

LEILA NOVAKOWSKI

**INFLUÊNCIA DA COBERTURA FLORESTAL E DA
HETEROGENEIDADE DA PAISAGEM SOBRE A DIVERSIDADE
POLÍNICA EM CÉLULAS DE CRIA DE ABELHAS SOLITÁRIAS**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao
Instituto de Biociências – Câmpus de Rio Claro, da
Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita
Filho”, para obtenção do grau de Bacharela em
Ciências Biológicas.

Orientador(a): Prof. Dr. Milton Cezar Ribeiro

Coorientador(a): Dra. Patrícia Eyng Gueratto

Rio Claro - SP
2025

N935i

Novakowski, Leila

Influência da cobertura florestal e da heterogeneidade da paisagem sobre a diversidade polínica em células de cria de abelhas solitárias / Leila Novakowski. -- Rio Claro, 2025

40 p. : tabs., fotos

Trabalho de conclusão de curso (Bacharelado - Ciências Biológicas) - Universidade Estadual Paulista (UNESP), Instituto de Biociências, Rio Claro

Orientador: Milton Cezar Ribeiro

Coorientadora: Patrícia Eyng Gueratto

1. Ecologia da paisagem. 2. Abelhas. 3. Palinologia. I. Título.

LEILA NOVAKOWSKI

**INFLUÊNCIA DA COBERTURA FLORESTAL E DA
HETEROGENEIDADE DA PAISAGEM SOBRE A DIVERSIDADE
POLÍNICA EM CÉLULAS DE CRIA DE ABELHAS SOLITÁRIAS**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Instituto de Biociências – Câmpus de Rio Claro, da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, para obtenção do grau de Bacharela em Ciências Biológicas.

BANCA EXAMINADORA:

Prof. Dr. Milton Cezar Ribeiro

Prof. Dr. Claudio José Von Zuben

Prof. Dr. Maria José de Oliveira Campos

Aprovado em: 10 de Novembro de 2025

Assinatura do discente

Assinatura do(a) orientador(a)

Assinatura do(a) coorientador(a)

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, agradeço aos meus pais, Ana Maria e Luiz Carlos, pelo respeito à minha escolha profissional e pelo apoio incondicional ao longo de toda a graduação. Sem o incentivo, a compreensão e o amor de vocês, a realização deste sonho não teria sido possível. Serei eternamente grata e amo muito vocês!

À Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, meu agradecimento pela excelente formação, pelo convívio enriquecedor com os docentes e pelas inúmeras oportunidades oferecidas ao longo do curso.

À minha primeira orientadora, Paula Carolina Montagnana, que me proporcionou minha primeira oportunidade na área de pesquisa. Agradeço por todos os ensinamentos, pelas oportunidades e pelo apoio constante durante minha iniciação científica, sempre conduzidos com amizade, incentivo e liberdade para aprender.

Ao meu orientador, Milton Cezar Ribeiro, que me acolheu desde a minha primeira iniciação científica, ao lado da Paula, e que me acompanha agora no trabalho de conclusão de curso. Agradeço por toda ajuda e orientações ao longo desses anos. À Patrícia Gueratto, minha coorientadora, agradeço por aceitar me acompanhar nesta etapa e por todo o apoio prestado ao longo do processo.

Ao Jean Pablo Alves de Deus, que, embora não seja formalmente meu coorientador ou orientador, atuou como tal. Suas contribuições foram fundamentais para a elaboração deste trabalho, e sem você, ele não seria o mesmo. Não tenho palavras para agradecer o suficiente!

Não poderia deixar de agradecer ao meu parceiro, Murilo Ribeiro, cujo amor, apoio e compreensão ao longo de todos esses anos de graduação me mantiveram firme, sã e salva. Eu te amo!

Por fim, mas não menos importante, agradeço e celebro as amizades construídas durante a graduação: Adriana, Jacque, Júlia e Nastya. Foi um presente conhecer vocês e compartilhar essa fase da vida! Tudo se tornou mais leve, divertido e

suportável com a presença de vocês. Desejo que continuemos nos encontrando na profissão que compartilhamos e em outros caminhos ao longo da vida. Amo vocês!

RESUMO

A coevolução entre abelhas e flores estabeleceu uma relação mutualística essencial, na qual as angiospermas oferecem recursos florais para alimentação e nidificação, enquanto as abelhas asseguram a polinização, processo fundamental para a reprodução das plantas e a manutenção dos ecossistemas. Além disso, grande parte das culturas alimentares humanas depende da polinização realizada por esses insetos, que, entretanto, vêm sofrendo crescentes ameaças decorrentes das alterações na paisagem provocadas pelo uso da terra. Este estudo teve como objetivo avaliar se a heterogeneidade da paisagem e a cobertura florestal (%) influenciam a riqueza de tipos polínicos coletados por *Tetrapedia diversipes* e, a partir disso, inferir sobre a qualidade dessas paisagens para a manutenção das populações da espécie. Foram analisados dados de ninhos-armadilha instalados em 16 paisagens com raio de 1 km no Corredor Ecológico Cantareira-Mantiqueira (SP, Brasil), delimitadas a partir de imagens do Basemap (ArcGIS® 10.2). O uso do solo foi mapeado em escala 1:5.000, e as métricas da paisagem foram calculadas no RStudio com o pacote *landscapemetrics*. A cobertura florestal (%) foi mensurada pelo índice PLAND, enquanto a heterogeneidade da paisagem foi estimada pelo Índice de Shannon (SHDI). O material coletado nos ninhos passou por acetólise, preparo de lâminas e registro fotomicrográfico dos grãos de pólen, posteriormente identificados com bibliografia especializada. A análise estatística foi conduzida no RStudio por meio de Modelos Lineares Generalizados (GLM). Foram identificados 156 morfotipos polínicos, dos quais 60 puderam ser determinados até o menor nível taxonômico possível. Os resultados indicaram que a riqueza de tipos polínicos diminui com o aumento da heterogeneidade da paisagem ($z = -5,193$; $p < 0,05$), mas tende a aumentar em áreas com maior cobertura florestal ($z = 5,649$; $p < 0,05$). Paisagens com maior cobertura florestal e heterogeneidade funcional são mais favoráveis às abelhas, por oferecerem uma maior disponibilidade de recursos alimentares e de locais de nidificação. Esses padrões ressaltam a relevância da cobertura florestal para a manutenção dos recursos utilizados por abelhas solitárias, reforçando sua importância para a conservação desses polinizadores.

Palavras-chave: ecologia de paisagens; heterogeneidade; cobertura florestal; análise polínica; abelhas.

ABSTRACT

The coevolution between bees and flowers established an essential mutualistic relationship in which angiosperms provide floral resources for feeding and nesting, while bees ensure pollination, a process that is fundamental for plant reproduction and the maintenance of ecosystems. In addition, a large proportion of human food crops depends on pollination carried out by these insects, which, however, have been facing increasing threats resulting from landscape changes caused by land use. This study aimed to evaluate whether landscape heterogeneity and forest cover (%) influence the richness of pollen types collected by *Tetrapedia diversipes* and, based on this, to infer the quality of these landscapes for the maintenance of the species' populations. Data from trap nests installed in 16 landscapes with a 1 km radius in the Cantareira–Mantiqueira Ecological Corridor (São Paulo State, Brazil), delimited from Basemap images (ArcGIS® 10.2), were analyzed. Land use was mapped at a 1:5,000 scale, and landscape metrics were calculated in RStudio using the landscapemetrics package. Forest cover (%) was measured using the PLAND index, while landscape heterogeneity was estimated using the Shannon Index (SHDI). The material collected from the nests underwent acetolysis, slide preparation, and photomicrographic recording of pollen grains, which were later identified using specialized literature. Statistical analyses were performed in RStudio using Generalized Linear Models (GLM). A total of 156 pollen morphotypes were identified, of which 60 were determined to the lowest possible taxonomic level. The results indicated that pollen type richness decreases with increasing landscape heterogeneity ($z = -5.193$; $p < 0.05$), but tends to increase in areas with greater forest cover ($z = 5.649$; $p < 0.05$). Landscapes with greater forest cover and functional heterogeneity are more favorable to bees, as they offer greater availability of food resources and nesting sites. These patterns highlight the relevance of forest cover for maintaining the resources used by solitary bees, reinforcing its importance for the conservation of these pollinators.

Keywords: landscape ecology; heterogeneity; forest cover; pollen analysis; bees.

Title in english: Influence of forest cover and landscape heterogeneity on pollen diversity in solitary bee brood cells.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Mapa da área de estudo com as 16 paisagens.....	15
Figura 2 – Frequência de morfotipos por família botânica.....	22
Figura 3 – Relação entre a riqueza total de tipos polínicos e a heterogeneidade da paisagem (a) e a porcentagem de cobertura florestal (b).....	23
Figura A.1 – Fotomicrografias dos morfotipos 1 a 6 (escala: 20 µm).....	32
Figura A.2 – Fotomicrografias dos morfotipos 7 a 12 (escala: 20 µm).....	32
Figura A.3 – Fotomicrografias dos morfotipos 14 a 18 (escala: 20 µm).....	33
Figura A.4 – Fotomicrografias dos morfotipos 19 a 24 (escala: 20 µm).....	33
Figura A.5 – Fotomicrografias dos morfotipos 25 a 30 (escala: 20 µm).....	34
Figura A.6 – Fotomicrografias dos morfotipos 31 a 36 (escala: 20 µm).....	34
Figura A.7 – Fotomicrografias dos morfotipos 37 a 42 (escala: 20 µm).....	35
Figura A.8 – Fotomicrografias dos morfotipos 43 a 48 (escala: 20 µm).....	35
Figura A.9 – Fotomicrografias dos morfotipos 49 a 54 (escala: 20 µm).....	36
Figura A.10 – Fotomicrografias dos morfotipos 55 a 60 (escala: 20 µm).....	36

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Morfotipos Polínicos Identificados	19
---	----

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	12
1.1. Objetivo Geral.....	15
2. METODOLOGIA.....	17
2.1. Espécie-alvo.....	17
2.2. Área de estudo.....	17
2.3. Acetólise dos grãos de pólen.....	19
2.4. Preparação de lâminas de pólen.....	20
2.5. Fotomicrografias.....	20
2.6. Identificação dos morfotipos.....	20
2.7. Métricas de paisagem.....	21
2.8. Análise dos dados.....	21
3. RESULTADOS.....	22
Tabela 1. Morfotipos Polínicos Identificados.....	22
4. DISCUSSÃO.....	28
5. CONCLUSÃO.....	31
REFERÊNCIAS.....	32
APÊNDICE A – FOTOMICROGRAFIAS DOS MORFOTIPOS IDENTIFICADOS.....	36

1. INTRODUÇÃO

As angiospermas representam cerca de 79% de todas as espécies vegetais conhecidas, totalizando aproximadamente 295.383 espécies descritas (Christenhusz; Byng, 2016). Esse grupo constitui a forma de vida vegetal mais diversa e dominante entre as plantas terrestres, formando a base de inúmeras cadeias alimentares ao fornecer alimento, abrigo, locais de nidificação e outros recursos essenciais a uma ampla variedade de organismos. Por serem organismos sésseis, as plantas não apresentam mobilidade para encontrar seus parceiros reprodutivos, necessitando adotar estratégias alternativas para garantir a fecundação. Uma dessas estratégias é a autopolinização, que é eficaz do ponto de vista reprodutivo, porém reduz a variabilidade genética e aumenta os níveis de endogamia. Por outro lado, grande parte das espécies vegetais depende de fatores externos, como agentes abióticos e bióticos, que transportam o pólen contendo os gametas masculinos de uma flor para outra, promovendo a polinização e favorecendo a diversidade genética (Ollerton, 2017).

A polinização é reconhecida como um serviço ecossistêmico de regulação (IPBES, 2019), pois garante processos ecológicos essenciais como a reprodução das plantas, a segurança alimentar e a manutenção da biodiversidade (Imperatriz-Fonseca; Nunes-Silva, 2010). Estima-se que cerca de 87,5% das espécies de angiospermas dependam da polinização biótica, chegando a 94% nas comunidades tropicais (Ollerton et al., 2011). Essa dependência afeta diretamente tanto os ecossistemas naturais quanto os sistemas agrícolas (Michener, 2007), já que 87 das 115 principais culturas alimentares do mundo necessitam de polinizadores animais (Klein et al., 2006; Michener, 2007). A polinização biótica contribui ainda para frutos maiores e de melhor qualidade, além de maior estabilidade nas colheitas em cerca de 70% das culturas alimentares globais (Ricketts et al., 2008). O valor econômico desse serviço foi estimado entre US\$ 195 bilhões e US\$ 387 bilhões anuais (Porto et al., 2020), evidenciando sua relevância para a economia e a segurança alimentar. O comprometimento desse serviço pode levar ao declínio das populações de angiospermas, impactando todas as espécies que delas dependem, incluindo os seres humanos.

Ao longo da evolução, as angiospermas estabeleceram relações mutualísticas com diversos polinizadores, mas as abelhas se destacam por dependerem quase exclusivamente dos recursos florais (Rech et al., 2014). Muitas espécies apresentam adaptações morfológicas e comportamentais específicas para otimizar a coleta desses recursos (Imperatriz-Fonseca; Nunes-Silva, 2010), o que resulta em visitas mais frequentes e eficientes às flores. Os recursos oferecidos pelas flores, como néctar, pólen, óleo, resina e perfume, são utilizados pelas abelhas de diferentes formas. O néctar, o pólen e o óleo são fontes alimentares, sendo o pólen a principal fonte proteica para adultos e crias (Michener, 2007; Rech et al., 2014). O óleo pode substituir o néctar como fonte energética para larvas, misturado ao pólen no provisionamento das células de cria (Alves-dos-Santos et al., 2006). Já o óleo e a resina desempenham papel estrutural nos ninhos, enquanto perfumes florais coletados por machos de *Euglossini* (Apidae) são utilizados na atração de fêmeas durante o acasalamento (Rech et al., 2014).

Atualmente, mais de 20 mil espécies de abelhas foram descritas, distribuídas em todos os continentes, exceto a Antártida (Michener, 2007; Almeida et al., 2023). Essa diversidade se expressa em morfologias, comportamentos e modos de vida distintos, sendo que cerca de 85% das espécies apresentam hábitos solitários (Michener, 2007; Imperatriz-Fonseca; Nunes-Silva, 2010). Nessas espécies, após a fêmea emergir e ser fecundada, inicia a busca por um local adequado para a nidificação, realizando sozinha todas as etapas do processo (Michener, 2007). Os ninhos podem ser construídos em túneis no solo, madeira ou caules ocos (Michener, 2007), ou ainda em cavidades pré-existentes como as utilizadas por gêneros como *Ctenoplectra*, *Centris*, *Tetrapedia*, *Euglossa* e *Xylocopa* (Silveira et al., 2002; Alves-dos-Santos et al., 2002). As abelhas costumam forragear nas proximidades dos ninhos, utilizando os recursos disponíveis no entorno para provisionar suas células de cria (Gathmann; Tschamntke, 2002) entretanto, espécies como *Tetrapedia diversipes* podem realizar voos superiores a 500 metros em busca de recursos (Alves-dos-Santos et al., 2002; Cavalcante, 2016). Assim, a localização dos ninhos é um fator-chave para compreender os recursos florais utilizados e as características ambientais do habitat em que essas abelhas vivem.

Na década de 1950, Karl Krombein iniciou os estudos com o uso de

ninhos-armadilha (NA), que consistem no oferecimento de cavidades artificiais para a captura de abelhas solitárias que nidificam em cavidades pré-existent (Krombein, 1967). As abelhas atraídas por esse recurso constroem seus ninhos no interior das cavidades, onde as larvas se desenvolvem até a fase adulta, permanecendo no local (Staab et al., 2018). Posteriormente, os ninhos podem ser coletados para análise, incluindo estudos polínicos que permitem identificar a diversidade e a amplitude das plantas visitadas, evidenciando a importância dessas espécies vegetais para a manutenção das populações de abelhas (Dórea, 2010), além de possibilitar a avaliação dos efeitos da alteração da paisagem na disponibilidade de recursos (Garófalo et al., 2004).

Um exemplo emblemático das modificações nas paisagens naturais é a Mata Atlântica, hotspot de biodiversidade que se estende por territórios do Brasil, Paraguai e Argentina (Vancine et al., 2018). Atualmente, 72% da população brasileira vive em sua área de domínio (Hirota, 2016). O bioma, altamente antropizado, perdeu grande parte de sua cobertura original devido à expansão agrícola e às monoculturas, restando apenas 23% da floresta original e cerca de 36% de vegetação nativa remanescente (Vancine et al., 2018). Além do desmatamento, a fragmentação florestal representa uma ameaça significativa, impulsionada principalmente pelo crescimento urbano desordenado. Atualmente, cerca de 97% dos remanescentes florestais do bioma possuem menos de 50 hectares, o que compromete a conectividade entre os fragmentos (Vancine et al., 2018). Essas alterações na paisagem resultam na redução da biodiversidade vegetal, na escassez de recursos florais e de nidificação para as abelhas (Michener, 2007) e podem levar à extinção local de espécies ou à sua restrição a pequenos fragmentos de vegetação isolados (Silveira et al., 2002). A perda de conectividade entre habitats impacta diretamente a manutenção das populações de abelhas e a estabilidade das interações ecológicas essenciais, como a polinização (Silveira et al., 2002).

A composição e a configuração da paisagem exercem influência significativa sobre a sobrevivência e a capacidade de dispersão das abelhas (Moreira et al., 2015). A homogeneização da paisagem, frequentemente resultante de práticas agrícolas intensivas, leva à redução da cobertura florestal e à diminuição da

diversidade vegetal, sobretudo em razão do cultivo em monocultura e do uso recorrente de fertilizantes (Potts et al., 2010). Apesar disso, algumas culturas agrícolas podem servir de alimento para os polinizadores (Westphal et al., 2003; Holzschuh et al., 2008; Klein et al., 2008), mas não suprem outras necessidades ecológicas essenciais, como a disponibilidade de locais apropriados para nidificação (Viana et al., 2012). Além disso, a simplificação da paisagem compromete a conectividade funcional, levando à queda da abundância e da riqueza de espécies (Viana et al., 2012; Andersson et al., 2013; Moreira et al., 2015).

Por outro lado, paisagens heterogêneas, por apresentarem maior complexidade estrutural (MacArthur; MacArthur, 1961; MacArthur et al., 1962), sustentam uma maior variedade de recursos alimentares e de nicho disponíveis para os organismos. O aumento da diversidade da paisagem está diretamente associado à maior riqueza e abundância de espécies de abelhas (Steckel et al., 2014; Hopfenmüller et al., 2014; Andersson et al., 2013; Papanikolaou et al., 2017), o que pode ser explicado pela complementaridade de recursos oferecida por ambientes diversos (Andersson et al., 2014; Moreira et al., 2015; Nery et al., 2018).

Ambientes florestais oferecem mais locais de nidificação, mas podem ser limitados em recursos florais em comparação com áreas abertas, que geralmente apresentam maior abundância e constância na oferta de flores (Moreira et al., 2015). Essa diferença na oferta de recursos faz com que muitas espécies de abelhas explorem os ambientes ao redor das florestas, incluindo áreas antrópicas, a fim de suprir suas necessidades alimentares (Nery et al., 2018). Assim, a relação entre a heterogeneidade da paisagem, a cobertura florestal e a qualidade dos habitats, especialmente no que diz respeito à oferta de recursos alimentares e a locais adequados para a nidificação, constitui um fator essencial para a manutenção das populações de abelhas e para a conservação dos serviços ecossistêmicos que elas desempenham.

1.1. Objetivo Geral

O objetivo deste trabalho foi avaliar se paisagens heterogêneas são capazes de abrigar recursos alimentares diversificados para populações da abelha solitária

Tetrapedia diversipes Klug, 1810 e, a partir disso, inferir sobre a qualidade dessas paisagens para a manutenção das populações da espécie. Além disso, busca-se investigar os efeitos da cobertura florestal (%) sobre a riqueza dos tipos polínicos (pólenes) utilizados pela espécie. Parte-se da hipótese de que a riqueza de tipos polínicos aumentem em paisagens mais heterogêneas, em função da complementaridade de recursos (Anderson et al., 2014). Além disso, espera-se que ambientes com menor porcentagem de cobertura florestal apresentem maior riqueza de tipos polínicos, em razão da maior abundância de flores em áreas abertas (Moreira et al., 2015).

2. METODOLOGIA

2.1. Espécie-alvo

O gênero *Tetrapedia* Klug, 1810 compreende 28 espécies neotropicais, das quais 18 ocorrem no Brasil (Moure, 2023; Alves-dos-Santos et al., 2002). Essas abelhas apresentam corpo esguio, coloração predominantemente negra e comprimento entre 8 e 13 mm. A espécie apresenta adaptações morfológicas específicas que permitem a coleta, manipulação e transporte de óleos florais provenientes de diversas famílias botânicas (Alves-dos-Santos et al., 2006; Michener, 2007). Esses óleos são misturados ao pólen, tanto para a alimentação das larvas quanto para a construção das células de cria (Alves-dos-Santos et al., 2002; Alves-dos-Santos et al., 2006). São espécies solitárias que nidificam em cavidades pré-existentes na madeira, como galerias reutilizadas por gerações anteriores da mesma espécie ou de outras espécies. As cavidades utilizadas variam entre 3 e 10 mm de diâmetro e, por serem solitárias, cada ninho abriga apenas uma fêmea. Como os ninhos geralmente contêm poucas células, é comum que a mesma fêmea construa diversos ninhos ao longo da vida (Alves-dos-Santos et al., 2002).

Neste estudo, foram utilizados ninhos-armadilha previamente instalados e coletados entre setembro de 2015 e março de 2017, em 29 paisagens no Corredor Cantareira-Mantiqueira (SP, Brasil). Das 1.706 células de cria construídas nesses ninhos, 68% foram atribuídas a *Tetrapedia diversipes*, tornando-a a espécie mais abundante na área de estudo. Por essa razão, *T. diversipes* foi selecionada como espécie-alvo deste trabalho. Esse padrão de ocupação já havia sido descrito por Garófalo (2004) em fragmentos florestais do sudeste do Brasil e pode estar relacionado ao baixo número médio de células por ninho, o que leva as fêmeas a construírem múltiplos ninhos ao longo de sua vida, geralmente próximos uns dos outros (Menezes et al., 2012).

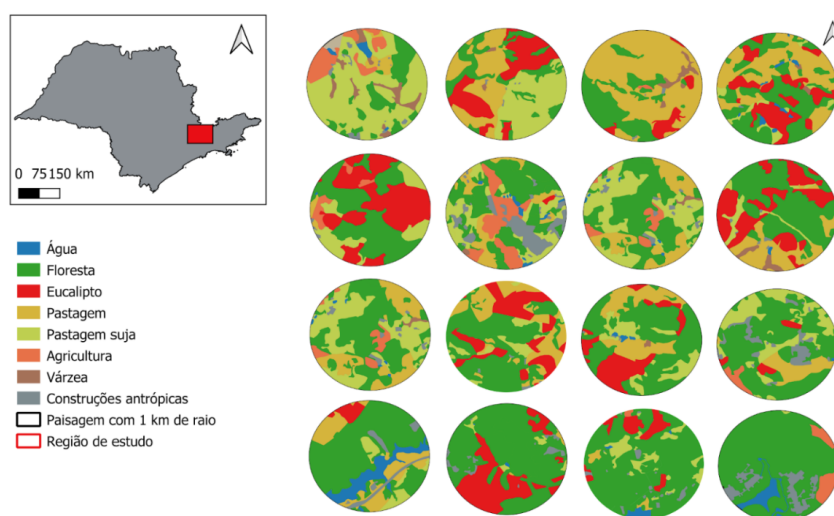
2.2. Área de estudo

A região do Corredor Ecológico Cantareira-Mantiqueira constitui um mosaico

estratégico de áreas protegidas da Mata Atlântica, localizada entre os estados de São Paulo e Minas Gerais. Instituído em 2010, o corredor reúne diferentes unidades de conservação, como os parques Itaberaba e Itapetinga, a Floresta Estadual de Guarulhos e o Monumento Natural da Pedra Grande, somando aproximadamente 30 mil hectares destinados à preservação da biodiversidade e dos recursos hídricos (São Paulo, 2019). Sua paisagem é heterogênea, marcada por relevo montanhoso com altitudes variando entre 700 e 1.700 m (Oliveira-Filho; Fontes, 2000), abrigando trechos de florestas ombrófilas e de alta montanha (Godoy et al., 2025). O clima é classificado como subtropical úmido segundo Köppen (Oliveira-Filho; Fontes, 2000), com pluviosidade média anual em torno de 1.500 mm e temperaturas variando, em média, de 8,6 °C (mínima) a 29,5 °C (máxima) (CEPAGRI/UNICAMP, 2025). Aproximadamente 40% da área mantém cobertura florestal, embora bastante fragmentada em função de alterações no uso da terra, decorrentes principalmente da agricultura, da criação de gado de corte e do cultivo de eucalipto (Richards et al., 2017).

O presente estudo foi conduzido em 16 paisagens dentro desse corredor, selecionadas com base em imagens do Basemap (ArcGIS® 10.2), cada uma com raio de 1 km, nas quais foram instalados os suportes para os ninhos-armadilha. Cada paisagem foi classificada de acordo com o uso do solo, em uma escala de 1:5000.

Figura 1 – Mapa da área de estudo com as 16 paisagens.



Fonte: Autor (2025)

2.3. Acetólise dos grãos de pólen

O processo de acetólise seguido foi proposto por Erdtman (1960) e consiste em banhar os grãos de pólen em ácidos para retirar a matéria orgânica interna e assim proporcionar uma melhor visualização da camada externa e suas estruturas, facilitando a identificação. Todo o procedimento foi realizado em laboratório utilizando equipamentos de segurança como jaleco, luvas e óculos de proteção. Foram coletados 110 ninhos-armadilha e o pólen residual de cada um deles foi depositado em tubos do tipo Falcon devidamente etiquetados de acordo com o ninho que representavam e submetidos a um processo de maceração, em seguida, acrescentamos 4 ml de álcool 70% e deixamos por 24 horas. A mistura de acetólise foi preparada na capela de exaustão devido à liberação de gases, nesse ambiente preenchemos um becker de 1000ml com gelo e inserimos um balão de vidro de 250ml. O becker preenchido com gelo circunda o balão de vidro controlando a temperatura da mistura, que libera calor. A mistura é composta de 9 partes de anidrido acético para 1 de ácido sulfúrico, sendo 5 ml para cada amostra. Iniciamos o procedimento com o auxílio de uma pipeta de vidro e pipetador para a transferência do anidrido acético para o balão de vidro e repetimos o processo adicionando lentamente o ácido sulfúrico. Utilizamos um bastão de vidro para homogeneizar a mistura e, em seguida, transferimos 5 ml para cada uma das amostras que permaneceram abertas e acondicionadas em uma grade.

As amostras foram levadas para o banho-maria com água em torno de 80°C por onde permaneceram cerca de 3 minutos. Nesse período foi utilizado o bastão de vidro para misturar e assim homogeneizar as amostras. Em seguida, as amostras foram fechadas e agitadas manualmente e depois centrifugadas durante 3 minutos a 3000 rpm. A mistura de acetólise foi descartada em um vidro âmbar apropriado. Acrescentamos 10 ml de água destilada com uma pisseta para remover os resíduos da mistura de acetólise e agitamos manualmente. Centrifugamos as amostras por 3 minutos a 3000 rpm, descartamos a água destilada e adicionamos 2 ml de glicerina 50% com uma pipeta para a conservação das amostras. Cerca de 30 minutos após o procedimento, as amostras estavam prontas para serem utilizadas na preparação de lâminas.

2.4. Preparação de lâminas de pólen

A etapa de preparação de lâminas seguiu o protocolo de Silva et al. (2014), para cada amostra dos 110 ninhos-armadilha foram preparadas 3 lâminas. As lâminas eram formadas por um círculo de parafina histológica e um pequeno cubo de gelatina Kisser com material acetolisado no centro. O círculo de parafina foi feito com o auxílio de uma tampa de um tubo tipo Falcon e a gelatina utilizada foi do tipo alimentícia com o acréscimo de Fenol, para a conservação do material. A gelatina pronta foi cortada em pequenos cubos e, com o auxílio de um alfinete entomológico fixado em um tubo, inserida no material acetolisado e depois colocada no centro da lâmina, coberta por uma lamínula. Em seguida, a lâmina foi colocada em uma placa aquecedora em torno de 60°C para a fusão e fixação do material. Cada lâmina foi etiquetada e armazenada em laminários.

2.5. Fotomicrografias

As fotomicrografias dos grãos de pólen foram feitas com a câmera AxioCam 105 Color acoplada ao microscópio Zeiss, utilizando o software de imagem ZEN. As imagens foram analisadas e os grãos de pólen encontrados foram classificados em morfotipos, categoria polínica utilizada para grãos de pólen que não podem ser identificados com precisão em nível taxonômico.

2.6. Identificação dos morfotipos

Os morfotipos foram identificados através da comparação das fotomicrografias com registros de grãos de pólen retirados de plantas encontradas no site do RCPol – Rede de Catálogos Polínicos Online e com o uso de bibliografia especializada (Silva et al., 2010; Silva et al., 2014; Silva et al., 2020; Kleinert & Silva, 2020). Com essas informações, construímos uma tabela com os morfotipos, identificados e não identificados, para contabilizar os mesmos, e uma tabela com a quantidade de morfotipos identificados por paisagem.

2.7. Métricas de paisagem

As métricas da paisagem foram calculadas no software R Studio, versão 1.0.143 (RStudio Team, 2016), usando o pacote *landscapemetrics* (Hesselbarth et al., 2019). PLAND (% da paisagem coberta pela classe focal) foi usada para calcular a cobertura florestal. A heterogeneidade da paisagem foi calculada usando o Índice de Shannon para Diversidade da Paisagem (SHDI), que aumenta à medida que o número de diferentes tipos de manchas aumenta e/ou a distribuição proporcional da área entre os tipos de manchas torna-se mais equitativa (McGarigal et al., 2012).

2.8. Análise dos dados

Primeiramente, testamos a linearidade entre a variável resposta (riqueza de tipos polínicos) e variáveis preditoras (porcentagem de cobertura florestal e heterogeneidade da paisagem), utilizando a função 'crPlots' do pacote 'car' no programa R, gerando um gráfico que baseia o diagnóstico nos resíduos do modelo linear. Todas as relações testadas foram lineares, de forma que ajustamos Modelos Lineares Generalizados (GLM). Ajustamos GLMs separadamente para a variável resposta (riqueza de tipos polínicos) e conjunto de variáveis preditoras (porcentagem de cobertura florestal e heterogeneidade da paisagem).

3. RESULTADOS

Foram identificados 60 morfotipos polínicos ao menor nível taxonômico possível, os outros 96 não puderam ser identificados, sendo considerados possivelmente morfotipos. A seguir, apresenta-se uma tabela com as respectivas famílias desses morfotipos e, posteriormente, outra tabela com a frequência de morfotipos por família.

Tabela 1. Morfotipos Polínicos Identificados

Nº	Morfotipo polínico	Família botânica
1	<i>Croton trinitatis</i>	Euphorbiaceae
2	<i>Chamissoa altissima</i>	Amaranthaceae
3	<i>Anthurium andraeanum</i>	Araceae
4	<i>Myrtaceae sp.</i>	Myrtaceae
5	<i>Cocos nucifera</i>	Arecaceae
6	<i>Paspalum notatum</i>	Poaceae
7	<i>Myracrodruon urundeuva</i>	Anacardiaceae
8	<i>Gallesia integrifolia</i>	Petiveriaceae
9	<i>Allamanda cathartica</i>	Apocynaceae
10	<i>Bidens pilosa</i>	Asteraceae
11	<i>Zeyheria montana</i>	Bignoniaceae
12	<i>Ipomoea cf. bahiensis</i>	Convolvulaceae

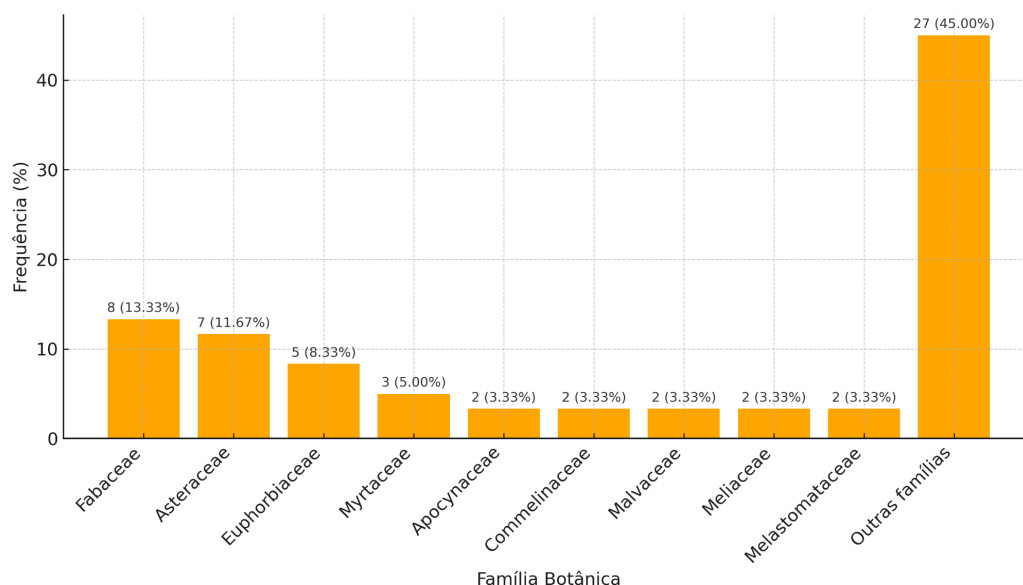
13	<i>Bauhinia sp.</i>	Fabaceae
14	<i>Asteraceae sp.</i>	Asteraceae
15	<i>Tradescantia zebrina</i>	Commelinaceae
16	<i>Baccharis pseudovillosa</i>	Asteraceae
17	<i>Waltheria bracteosa</i>	Malvaceae
18	<i>Sphagneticola trilobata</i>	Asteraceae
19	<i>Symplocos glandulosomarginata</i>	Symplocaceae
20	<i>Cosmos bipinnatus</i>	Asteraceae
21	<i>Acosmium dasycarpum</i>	Fabaceae
22	<i>Cuphea gracilis</i>	Lythraceae
23	<i>Hyptis crenata</i>	Lamiaceae
24	<i>Joannesia princeps</i>	Euphorbiaceae
25	<i>Senegalia polyphylla</i>	Fabaceae
26	<i>Cedrela odorata</i>	Meliaceae
27	<i>Camellia japonica</i>	Theaceae
28	<i>Eucalyptus globulus</i>	Myrtaceae
29	<i>Morinda citrifolia</i>	Rubiaceae
30	<i>Myrcia uberavensis</i>	Myrtaceae
31	<i>Ilex dumosa</i>	Aquifoliaceae

32	<i>Kielmeyera rubriflora</i>	Calophyllaceae
33	<i>Neptunia plena</i>	Fabaceae
34	<i>Luehea divaricata</i>	Malvaceae
35	<i>Croton sonderianus</i>	Euphorbiaceae
36	<i>Tradescantia pallida</i>	Commelinaceae
37	<i>Tithonia diversifolia</i>	Asteraceae
38	<i>Allamanda blanchetii</i>	Apocynaceae
39	<i>Matayba guianensis</i>	Sapindaceae
40	<i>Neomarica sabinii</i>	Iridaceae
41	<i>Montanoa bipinnatifida</i>	Asteraceae
42	<i>Cedrela fissilis</i>	Meliaceae
43	<i>Hypericum rigidum</i>	Hypericaceae
44	<i>Bauhinia brevipes</i>	Fabaceae
45	<i>Bauhinia longifolia</i>	Fabaceae
46	<i>Bauhinia rufa</i>	Fabaceae
47	<i>Costus arabicus</i>	Costaceae
48	<i>Jatropha podagrica</i>	Euphorbiaceae
49	<i>Euphorbia pulcherrima</i>	Euphorbiaceae
50	<i>Borago officinalis</i>	Boraginaceae

51	<i>Foeniculum vulgare</i>	Apiaceae
52	<i>Cochlospermum regium</i>	Bixaceae
53	<i>Erythroxylum campestre</i>	Erythroxylaceae
54	<i>Trianthema portulacastrum</i>	Aizoaceae
55	<i>Brachyotum strigosum</i>	Melastomataceae
56	<i>Bulbine frutescens</i>	Asphodelaceae
57	<i>Bellucia grossularioides</i>	Melastomataceae
58	<i>Byrsonima intermedia</i>	Malpighiaceae
59	<i>Impatiens walleriana</i>	Balsaminaceae
60	<i>Anadenanthera colubrina</i>	Fabaceae

Fonte: Dados da pesquisa (2025)

Figura 2 - Frequência de morfotipos por família botânica

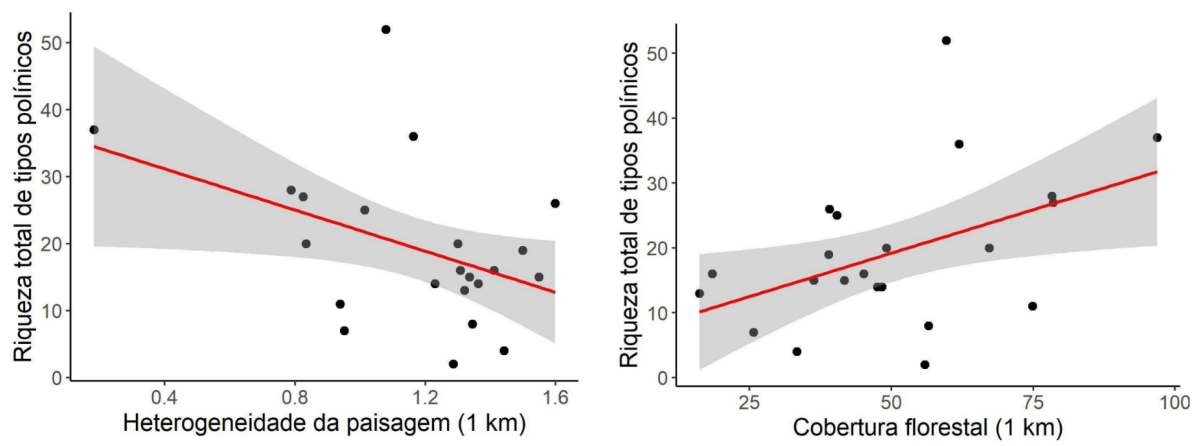


Fonte: Dados da pesquisa (2025)

A Figura 2 apresenta a distribuição da frequência de morfotipos por família, sendo que a família Fabaceae apresentou o maior número de morfotipos polínicos identificados (8 morfotipos; 13,33% do total), seguida por Asteraceae (7; 11,67%), Euphorbiaceae (5; 8,33%) e Myrtaceae (3; 5,00%). As demais famílias apresentaram menor representatividade individual, sendo agrupadas como “Outras famílias” (27 morfotipos; 45,00%). As famílias identificadas pertencem a grupos botânicos amplamente estudados e documentados em catálogos polínicos, o que provavelmente possibilitou sua identificação até o menor nível taxonômico.

Inicialmente, analisamos apenas a riqueza de morfotipos polínicos identificados em relação à heterogeneidade e à cobertura florestal, mas não foram encontrados resultados significativos. Em seguida, considerando a riqueza total de tipos polínicos (incluindo morfotipos identificados e não identificados), observou-se que ela diminui à medida que aumenta a heterogeneidade da paisagem ($z = -5,193$; $p < 0,05$; Figura 2a), enquanto tende a aumentar com a maior porcentagem de cobertura florestal na paisagem ($z = 5,649$; $p < 0,05$; Figura 2b).

Figura 3 – Relação entre a riqueza total de tipos polínicos e a heterogeneidade da paisagem (a) e a porcentagem de cobertura florestal (b).



Fonte: Autor (2025)

4. DISCUSSÃO

Nosso estudo confirmou que *T. diversipes* coleta recursos florais de uma ampla diversidade de plantas evidenciado pelo registro de possivelmente 156 morfotipos polínicos, resultado já reportado na literatura (Neves et al., 2014; Cavalcante, 2016; Rocha-Filho et al., 2015). Dos 60 morfotipos identificados, foi possível associar pelo menos 60 espécies pertencentes a 36 famílias distintas, incluindo grupos como Euphorbiaceae e Asteraceae, previamente descritos como relevantes para a manutenção das populações de *T. diversipes* (Neves et al., 2014; Alves-dos-Santos et al., 2002; Cavalcante, 2016; Rocha-Filho et al., 2015). A literatura aponta a abundância de espécies do gênero *Dalechampia* (Euphorbiaceae) em ninhos-armadilha de *T. diversipes*, o que indica preferência por essas plantas, sugerindo sua importância para a manutenção das populações (Neves et al., 2014; Cavalcante, 2016). Outras famílias também se destacam como fontes relevantes de pólen, como Onagraceae, Malpighiaceae e Asteraceae (Cavalcante, 2016; Alves-dos-Santos et al., 2002; Neves et al., 2014; Rocha-Filho et al., 2015).

Rocha-Filho et al. (2015) identificaram variações na composição polínica dos ninhos-armadilha de *Tetrapedia diversipes* entre áreas de borda e interior de floresta, relacionando esses padrões à distribuição das plantas na paisagem. A espécie *Pereskia grandifolia*, por exemplo, encontrada majoritariamente em bordas e áreas adjacentes, teve seu pólen registrado até em ninhos localizados no interior, evidenciando que *T. diversipes* pode realizar voos superiores a 500 metros em busca de recursos. Apesar de utilizarem majoritariamente plantas próximas aos ninhos, suas preferências florais e a capacidade de deslocamento devem ser consideradas.

Evidências sugerem que *T. diversipes* apresenta um comportamento oportunista, priorizando fontes de pólen mais abundantes e acessíveis, inclusive em ambientes urbanos (Alves-dos-Santos et al., 2002; Cavalcante, 2016). Assim, *T. diversipes* não pode ser considerada uma abelha estritamente oligolética, pois utiliza recursos de múltiplas famílias, mas também não se enquadra como completamente generalista, uma vez que apresenta padrões consistentes de preferência (Cavalcante, 2016; Alves-dos-Santos et al., 2002; Rocha-Filho et al., 2015; Menezes et al., 2012).

Nossa hipótese inicial era de que a riqueza de tipos polínicos seria maior em paisagens mais heterogêneas, devido à complementaridade de recursos disponíveis (Anderson et al., 2014). No entanto, os resultados revelaram um padrão oposto ao esperado: quanto maior a heterogeneidade da paisagem, menor a quantidade de recursos polínicos coletados por *T. diversipes*. Uma possível explicação é que, embora a heterogeneidade esteja associada a uma maior complexidade estrutural (MacArthur & MacArthur, 1961; MacArthur et al., 1962) e, portanto, à presença de ambientes diversos que favorecem a complementaridade de recursos alimentares (Anderson et al., 2014; Holzschuh et al., 2014), ela também pode refletir um processo de simplificação da paisagem. Embora a paisagem seja considerada mais heterogênea, a composição desses ambientes nem sempre apresenta elevada diversidade vegetal. Nesse contexto, as paisagens apresentam elevada heterogeneidade estrutural, mas não oferecem heterogeneidade funcional em termos de recursos alimentares para *T. diversipes* (Fahrig et al., 2011).

Além disso, a configuração e a composição da paisagem podem criar áreas com diferentes níveis de conectividade, resultando em longas distâncias entre fragmentos ou barreiras que dificultam a dispersão das abelhas e o fluxo de forrageamento (Ricketts et al., 2008). Como consequência, esses insetos podem ficar restritos a pequenos fragmentos de vegetação isolados (Silveira et al., 2012). Esses fatores influenciam diretamente a disponibilidade de recursos e, consequentemente, a riqueza de recursos utilizados para o provisionamento das crias de abelhas solitárias (Lennartson, 2002).

Nossas análises também revelaram que a riqueza total de tipos polínicos aumenta à medida que cresce a porcentagem de cobertura florestal na paisagem. Nossa hipótese inicial previa que áreas com menor cobertura florestal apresentariam maior riqueza de tipos polínicos, em função da maior abundância de flores em áreas abertas (Moreira et al., 2015). Contudo, essa previsão não se confirmou. A espécie *Tetrapedia diversipes* nidifica acima do solo, utilizando cavidades pré-existentes, o que a torna altamente dependente de áreas florestadas para sua reprodução (Ferreira et al., 2015). Como a maioria das abelhas tende a forragear nas proximidades do ninho, os recursos florais disponíveis no entorno imediato são intensamente explorados (Gathmann et al., 1994).

Embora ambientes com maior cobertura florestal possam parecer mais limitados em recursos florais quando comparados a áreas abertas (Moreira et al., 2015), eles são considerados habitats de alta qualidade (Tscharntke et al., 2012) por abrigarem comunidades vegetais diversas. É importante destacar que as abelhas não utilizam apenas o interior da floresta, mas também as áreas de borda, que recebem maior luminosidade e apresentam abundância de flores (Chacoff & Aizen, 2006), aproximando-se das condições de áreas abertas. Além disso, as florestas apresentam diferentes estratos, como sub-bosque, dossel e clareiras, que oferecem uma variedade complementar de recursos florais e podem sustentar a disponibilidade de alimento ao longo do tempo. Por fim, a cobertura florestal pode ainda favorecer a conectividade funcional, ampliando as oportunidades de forrageamento e reduzindo barreiras à dispersão (Ricketts et al., 2008). Soma-se a isso a capacidade de *T. diversipes* de realizar voos superiores a 500 metros em busca de alimento, o que amplia o espectro de recursos utilizados na paisagem (Rocha-Filho et al., 2015).

5. CONCLUSÃO

Em síntese, não encontramos evidências para a hipótese apresentada de que a riqueza de tipos polínicos coletados por *T. diversipes* aumenta com a heterogeneidade da paisagem e diminui com a cobertura florestal. Embora a heterogeneidade esteja associada à maior complexidade estrutural, ela pode refletir processos de simplificação da paisagem, nos quais fragmentos de monoculturas e áreas urbanizadas reduzem a diversidade funcional de recursos florais disponíveis. Por outro lado, a cobertura florestal mostrou-se positivamente associada à riqueza de tipos polínicos, sugerindo que florestas, mesmo aparentemente mais limitadas em recursos florais imediatos, oferecem habitats de alta qualidade por abrigarem comunidades vegetais diversas, múltiplos estratos e áreas de borda que ampliam a oferta de recursos ao longo do tempo, além de favorecerem a conectividade funcional da paisagem. Este estudo reforça a conclusão de Nery (2018), que destacou que paisagens com maior cobertura florestal e níveis mais elevados de heterogeneidade funcional são mais favoráveis às abelhas, por oferecerem uma maior disponibilidade de recursos alimentares e de locais de nidificação.

Os padrões observados reforçam a importância da cobertura florestal para a manutenção de recursos utilizados por abelhas solitárias. Nesse sentido, estudos futuros devem aprofundar a investigação sobre como diferentes componentes da heterogeneidade da paisagem e da cobertura florestal influenciam tanto a diversidade quanto a disponibilidade de recursos florais. É fundamental considerar não apenas a riqueza de tipos polínicos coletados por *T. diversipes*, mas também a abundância desses tipos nos ninhos, a fim de evidenciar as preferências florais da espécie. Esses conhecimentos podem orientar estratégias de manejo da vegetação, assegurando tanto a sobrevivência da espécie quanto a continuidade dos serviços ecossistêmicos que ela desempenha.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, E. A. B. et al. The evolutionary history of bees in time and space. *Current Biology*, v. 33, n. 16, p. 3409–3422.e6, 21 ago. 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cub.2023.07.005>.
- ALVES-DOS-SANTOS, I. et al. Biology and immature stages of the bee tribe Tetrapediini (Hymenoptera: Apidae). *American Museum Novitates*, n. 3377, p. 1–45, 2002. DOI: [https://doi.org/10.1206/0003-0082\(2002\)377<0001:BAISOT>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1206/0003-0082(2002)377<0001:BAISOT>2.0.CO;2).
- ALVES-DOS-SANTOS, I. et al. Notes on the morphology of *Tetrapedia diversipes* Klug 1810 (Tetrapediini, Apidae), an oil-collecting bee. *Brazilian Journal of Morphological Sciences*, v. 23, n. 3–4, p. 425–430, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0102-90102006000300006>.
- ANDERSSON, G. K. S. et al. Landscape heterogeneity and farming practice alter the species composition and taxonomic breadth of pollinator communities. *Basic and Applied Ecology*, v. 14, n. 7, p. 540–546, nov. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.baae.2013.08.003>.
- ANDERSSON, G. K. S. et al. Effects of farming intensity, crop rotation and landscape heterogeneity on field bean pollination. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 184, p. 145–148, fev. 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.12.002>.
- CAVALCANTE, A. M. Nicho trófico e aspectos bionômicos da abelha solitária *Tetrapedia diversipes* KLUG (Hymenoptera, Apidae, Tetrapediini). 58 f. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2016.
- CHACOFF, N. P.; AIZEN, M. A. Edge effects on flower-visiting insects in grapefruit plantations bordering premontane subtropical forest. *Journal of Applied Ecology*, v. 43, n. 1, p. 18–27, 2006.
- CHRISTENHUSZ, M. J. M. et al. The number of known plant species in the world and its annual increase. *Phytotaxa*, v. 261, n. 3, 20 maio 2016. DOI: <https://doi.org/10.11646/phytotaxa.261.3.1>.
- ERDTMAN, G. The acetolysis method: a revised description. *Svensk Botanisk Tidskrift*, 1960.
- FAHRIG, L. et al. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology Letters*, v. 14, n. 2, p. 101–112, 2011.
- FERREIRA, P. A. et al. Responses of bees to habitat loss in fragmented landscapes of Brazilian Atlantic Rainforest. *Landscape Ecology*, v. 30, p. 2067–2078, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10980-015-0231-3>.
- GATHMANN, A.; TOLLE, A.; WIEGAND, T. Trap-nesting bees and wasps colonizing set-aside fields: succession and body size management by cutting and sowing. *Oecologia*, v. 99, n. 2, p. 200–207, 1994.

GATHMANN, A.; TSCHARNTKE, T. Áreas de forrageamento de abelhas solitárias. *Revista de Ecologia Animal*, v. 71, n. 5, p. 757–764, set. 2002. Disponível em: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2656.2002.00641.x>. Acesso em: 19 set. 2025.

GARÓFALO, C. A. et al. The Brazilian solitary bee species caught in trap nests. In: FREITAS, B. M.; PEREIRA, J. O. (Eds.). *Solitary bees: conservation, rearing and management for pollination*. Fortaleza: Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo, 2004. p. 77–84.

GODOY, E.; ADORNO, B. F. C. B.; SILVA, B. D. et al. Refúgios de incêndio ameaçados: como o aumento da pirodiversidade reduz a riqueza de espécies em florestas não queimadas. *Ecological Solutions and Evidence*, v. 7, n. 1, p. e12195, 2016. DOI: 10.1016/j.ecoser.2016.12.016.

HIROTA, M. A Mata Atlântica invisível nas cidades. SOS Mata Atlântica, 2016. Disponível em: <https://www.sosma.org.br/artigo/mata-atlantica-invisivel-nas-cidades/>.

HESELBARTH, M. H. K.; SCIAINI, M.; WITH, K. A.; WIEGAND, K.; NOWOSAD, J. landscapemetrics: an open-source R tool to calculate landscape metrics. *Ecography*, v. 42, p. 1648–1657, 2019.

HOLZSCHUH, A.; STEFFAN-DEWENTER, I.; TSCHARNTKE, T. Agricultural landscapes with organic crops support higher pollinator diversity. *Oikos*, v. 117, n. 3, p. 354–361, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.2007.0030-1299.16303.x>. Acesso em: 20 set. 2025.

IMPERATRIZ-FONSECA, V. L.; NUNES-SILVA, P. As abelhas, os serviços ecossistêmicos e o Código Florestal Brasileiro. *Biota Neotropica*, v. 10, n. 4, p. 59–62, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1676-06032010000400008>.

IPBES. The assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on pollinators, pollination and food production. POTTS, S. G.; IMPERATRIZ-FONSECA, V. L.; NGO, H. T. et al. (Eds.). Bonn: Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, 2016. 552 p.

KLEIN, A.-M. et al. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society B*, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3721>.

KLEINERT, A. M. P.; SILVA, C. I. (Orgs.) *Plantas e pólen em áreas urbanas: uso no paisagismo amigável aos polinizadores*. 1. ed. Rio Claro-SP: CISE, 2020.

KROMBEIN, K. V. Trap-nesting wasps and bees: life histories, nests, and associates. Washington, D.C.: Smithsonian Institution Press, 1967. 570 p.

LENNARTSSON, T. Extinction thresholds and disrupted plant-pollinator interactions in fragmented plant populations. *Ecology*, v. 83, n. 10, p. 3060–3072, 2002.

MACARTHUR, R. H.; MACARTHUR, J. W. On bird species diversity. *Ecology*, v. 42, n. 3, p. 594–598, 1961.

MACARTHUR, R. H.; RECHER, H.; CODY, M. On the relation between habitat selection and species diversity. *The American Naturalist*, v. 96, n. 891, p. 167–174, 1962.

MENEZES, G. B. et al. Nesting and use of pollen resources by *Tetrapedia diversipes* Klug (Apidae) in Atlantic Forest areas (Rio de Janeiro, Brazil) in different stages of regeneration. *Revista Brasileira de Entomologia*, v. 56, n. 1, p. 86–94, mar. 2012. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0085-56262012000100013>.

MICHENER, C. D. *The bees of the world*. 2. ed. Baltimore: The Johns Hopkins University Press, 2007. ISBN 978-0-8018-8573-0.

MONTAGNANA, P. C. Efeitos multi-escala da quantidade de habitat e heterogeneidade da paisagem sobre a comunidade de abelhas. Tese (Doutorado em Ciências – Área: Entomologia) – Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, 2018. 143 f.

MOURE, J. S.; MELO, G. A. R. Tetrapediini Michener & Moure, 1957. 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: <https://www.moure.cria.org.br/catalogue>. Acesso em: 18 set. 2025.

MOREIRA, E. F. et al. Spatial heterogeneity regulates plant-pollinator networks across multiple landscape scales. *PLoS ONE*, v. 10, n. 4, e0123628, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0123628>.

NEVES, C. M. de L. et al. Pollen consumed by the solitary bee *Tetrapedia diversipes* (Apidae: Tetrapediini) in a tropical agroecosystem. *Grana*, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1080/00173134.2014.931455>.

NERY, L. S. et al. Bee diversity responses to forest and open areas in heterogeneous Atlantic Forest. *Sociobiology*, 2018.

OLLERTON, J. et al. How many flowering plants are pollinated by animals? *Oikos*, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18644.x>.

OLLERTON, J. Pollinator diversity: distribution, ecological function, and conservation. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, v. 48, p. 353–376, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110316-022919>.

PAPANIKOLAOU, A. D. et al. Landscape heterogeneity enhances stability of wild bee abundance under highly varying temperature, but not under highly varying precipitation. *Landscape Ecology*, v. 32, p. 581–593, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0471-x>.

POTTS, S. G.; BIESMEIJER, J. C.; KREMEN, C.; NEUMANN, P.; SCHWEIGER, O.; KUNIN, W. E. Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 25, n. 6, p. 345–353, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2010.01.007>. Acesso em: 20 set. 2025.

PORTO, R. G. et al. Pollination ecosystem services: a comprehensive review of economic values, research funding and policy actions. *Food Security*, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12571-020-01043-w>.

RECH, A. R. et al. *Biologia da polinização*. 1. ed. Rio de Janeiro: Editora Projeto Cultural, 2014. 527 p. ISBN 978-85-68126-01-1.

ROCHA-FILHO, L. C. et al. Natural history of *Tetrapedia diversipes* (Hymenoptera: Apidae) in an Atlantic Semideciduous Forest Remnant Surrounded by Coffee Crops, *Coffea arabica* (Rubiaceae). *Annals of the Entomological Society of America*, p. 1–15, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1093/aesa/sav153>.

RICKETTS, T. H. et al. Landscape effects on crop pollination services: are there general patterns? *Ecology Letters*, v. 11, n. 5, p. 499–515, maio 2008. DOI: [10.1111/j.1461-0248.2008.01157.x](https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01157.x).

SILVEIRA, F. A.; MELO, G. A. R.; ALMEIDA, E. A. B. *Abelhas brasileiras: sistemática e identificação*. Belo Horizonte: Fernando A. Silveira, 2002. 253 p. ISBN 85-903034-1-1.

STAAB, M. et al. Trap nests for bees and wasps to analyse trophic interactions in changing environments—A systematic overview and user guide. *Methods in Ecology and Evolution*, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13070>.

STECKEL, J. et al. Landscape composition and configuration differently affect trap-nesting bees, wasps and their antagonists. *Biological Conservation*, v. 172, p. 56–64, abr. 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.02.015>.

VANCINE, M. H. et al. The Atlantic Forest of South America: spatiotemporal dynamics of the vegetation and implications for conservation. *Biological Conservation*, v. 291, p. 110499, mar. 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2024.110499>.

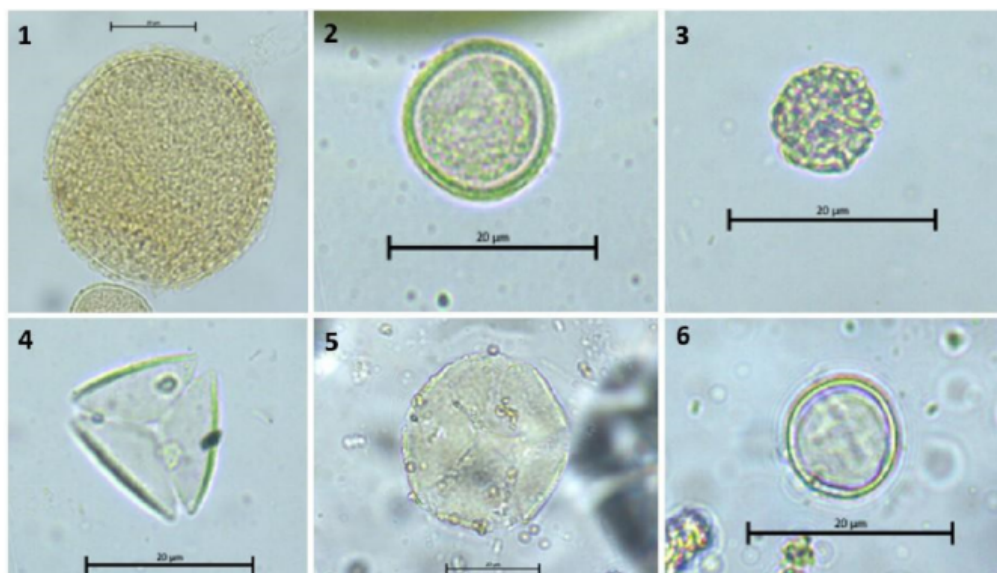
VIANA, B. F. et al. How well do we understand landscape effects on pollinators and pollination services? *Journal of Pollination Ecology*, v. 7, n. 5, p. 31–41, 2012.

WESTPHAL, C.; STEFFAN-DEWENTER, I.; TSCHARNTKE, T. As culturas com flores em massa aumentam as densidades de polinizadores em escala paisagística. *Ecology Letters*, v. 6, n. 11, p. 961–965, 2003. Disponível em: <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2003.00523.x>. Acesso em: 20 set. 2025.

TSCHARNTKE, T.; CLARK, S. J.; KLEIN, A.-M.; KRUESS, A.; WIEGAND, T. Landscape moderation of biodiversity patterns and processes: eight hypotheses. *Biological Reviews*, v. 87, n. 4, p. 661–685, 2012.

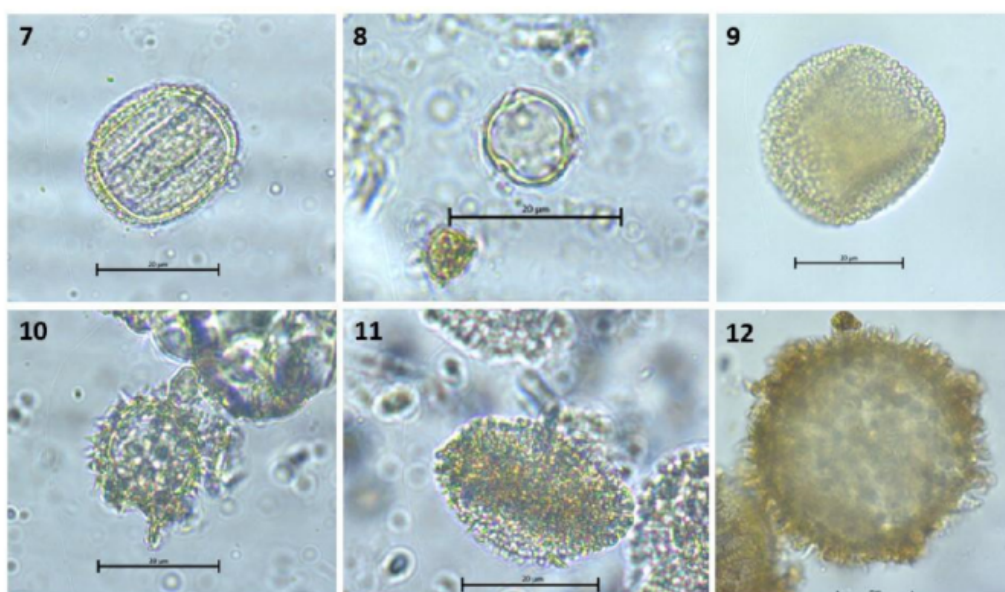
APÊNDICE A – FOTOMICROGRAFIAS DOS MORFOTIPOS IDENTIFICADOS

Figura A.1 – Fotomicrografias dos morfotipos 1 a 6 (escala: 20 µm). 1 – Tipo *Croton trinitatis*, 2 – Tipo *Chamissoa altissima*, 3 – Tipo *Anthurium andraeanum*, 4 – Tipo *Myrtaceae*, 5 – Tipo *Cocos nucifera*, 6 – Tipo *Paspalum notatum*.



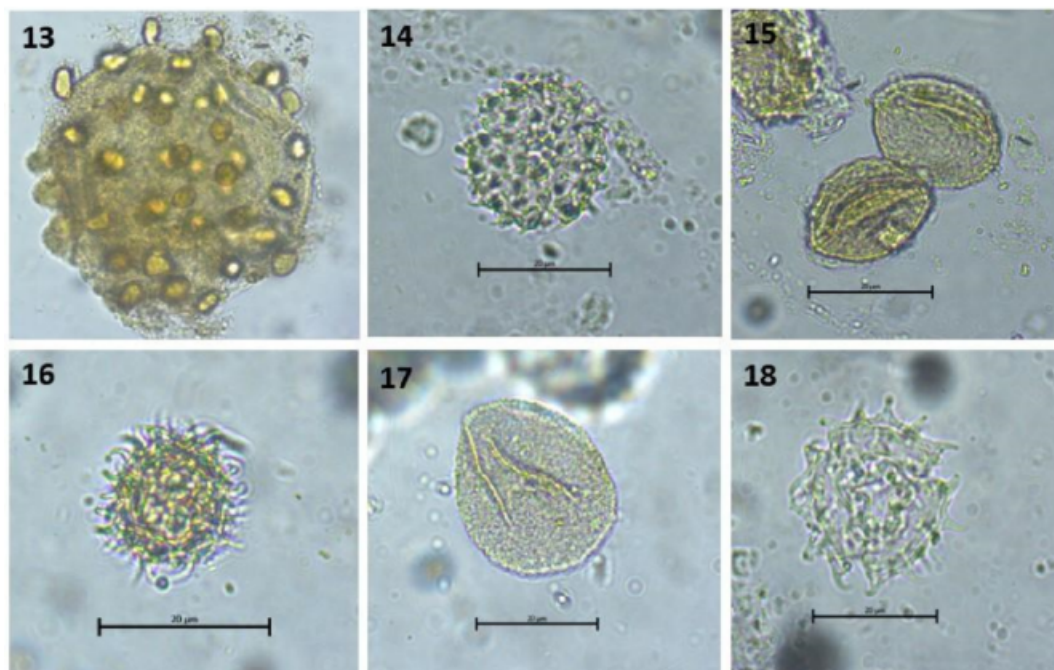
Fonte: Autor, 2025.

Figura A.2 – Fotomicrografias dos morfotipos 7 a 12 (escala: 20 µm). 7 – Tipo *Myracrodruon urundeuva*, 8 – Tipo *Gallesia integrifolia*, 9 – Tipo *Allamanda cathartica*, 10 – Tipo *Bidens pilosa*, 11 – Tipo *Zeyheria montana*, 12 – Tipo *Ipomoea cf. bahiensis*.



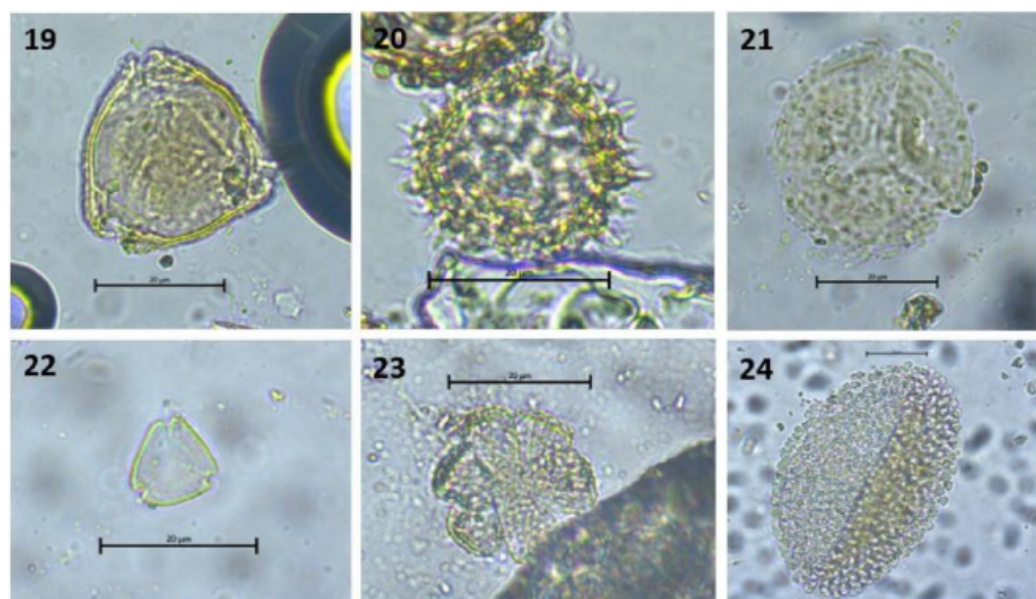
Fonte: Autor, 2025.

Figura A.3 – Fotomicrografias dos morfotipos 13 a 18 (escala: 20 μ m). 13 – Tipo *Bauhinia*, 14 – Tipo *Asteraceae*, 15 – Tipo *Tradescantia zebrina*, 16 – Tipo *Baccharis pseudovillosa*, 17 – Tipo *Waltheria bracteosa*, 18 – Tipo *Sphagneticola trilobata*.



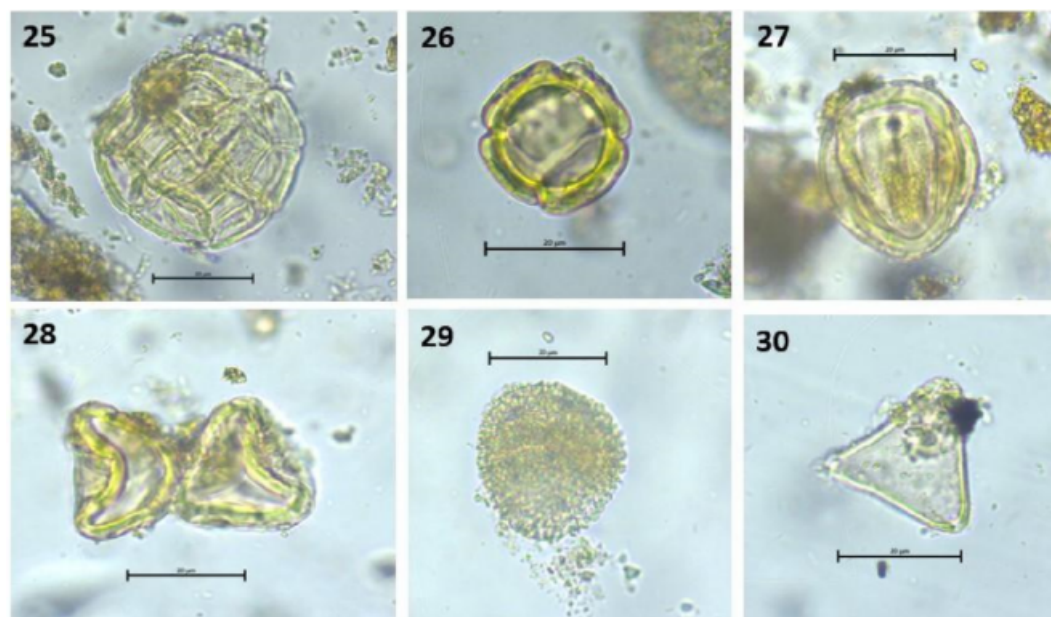
Fonte: Autor, 2025.

Figura A.4 – Fotomicrografias dos morfotipos 19 a 24 (escala: 20 μ m). 19 – Tipo *Symplocos glandulosomarginata*, 20 – Tipo *Cosmos bipinnatus*, 21 – Tipo *Acosmium dasycarpum*, 22 – Tipo *Cuphea gracilis*, 23 – Tipo *Hyptis crenata*, 24 – Tipo *Joannesia princeps*.



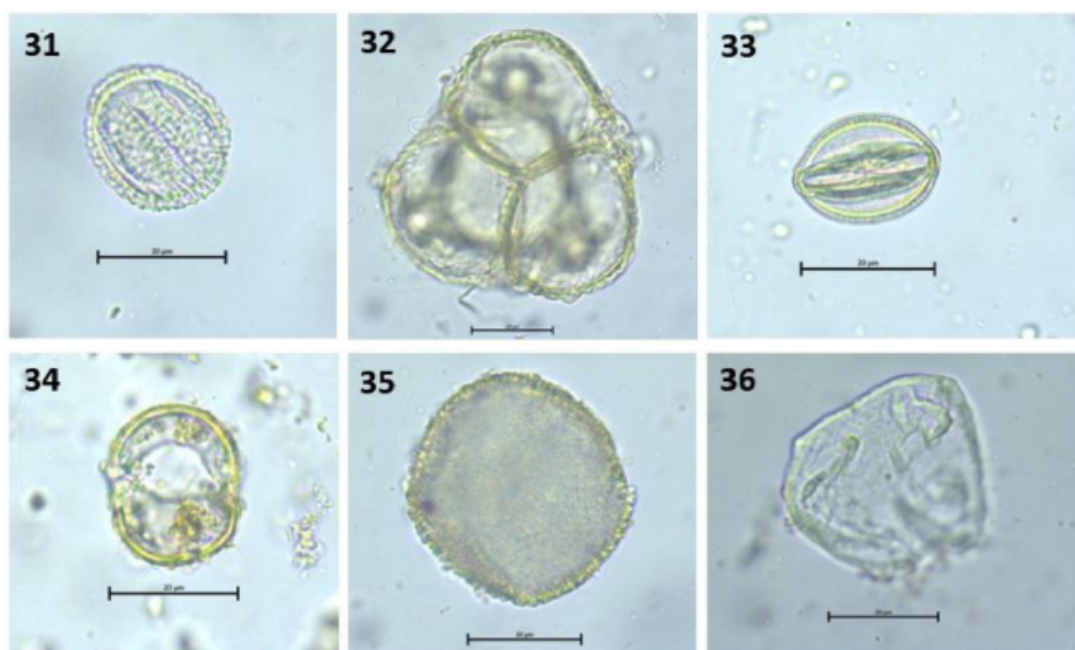
Fonte: Autor, 2025.

Figura A.5 – Fotomicrografias dos morfotipos 25 a 30 (escala: 20 μ m). 25 – Tipo *Senegalia polyphylla*, 26 – Tipo *Cedrela odorata*, 27 – Tipo *Camellia japonica*, 28 – Tipo *Eucalyptus globulus*, 29 – Tipo *Morinda citrifolia*, 30 – Tipo *Myrcia uberavensis*.



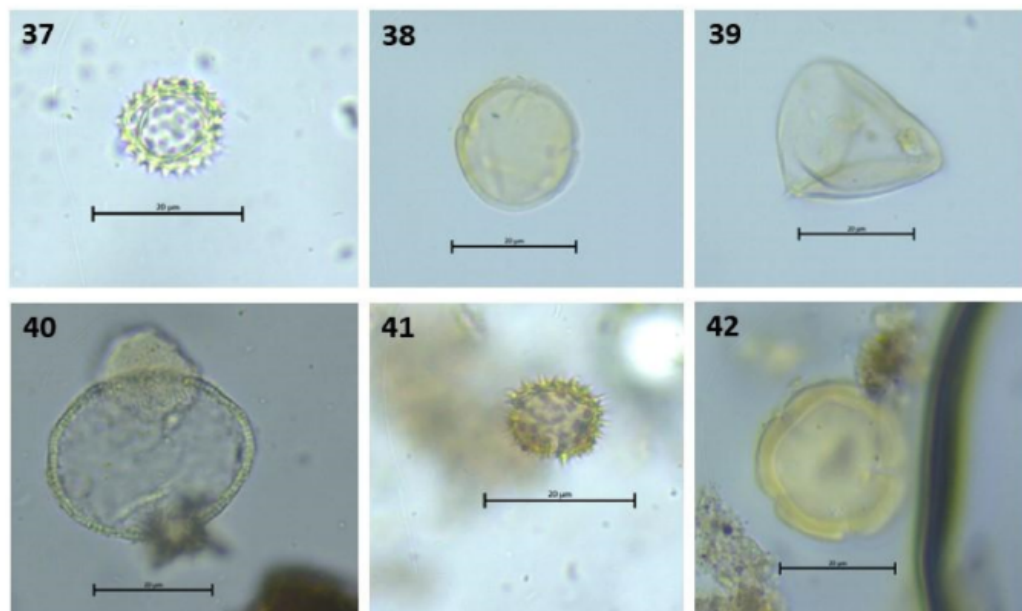
Fonte: Autor, 2025.

Figura A.6 – Fotomicrografias dos morfotipos 31 a 36 (escala: 20 μ m). 31 – Tipo *Ilex dumosa*, 32 – Tipo *Kielmeyera rubriflora*, 33 – Tipo *Neptunia plena*, 34 – Tipo *Luehea divaricata*, 35 – Tipo *Croton sonderianus*, 36 – Tipo *Tradescantia pallida*.



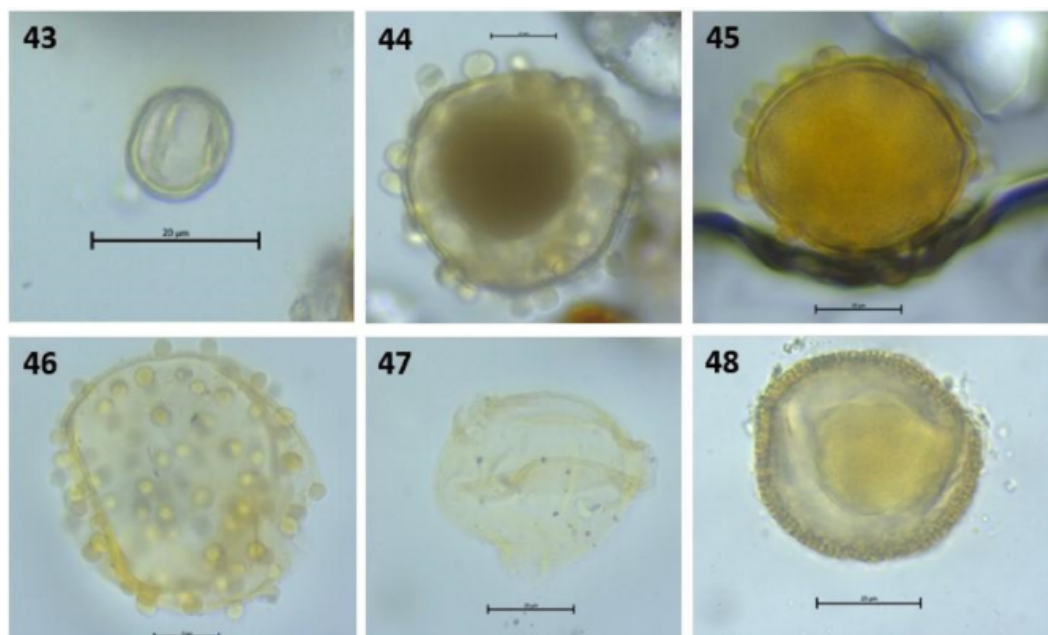
Fonte: Autor, 2025.

Figura A.7 – Fotomicrografias dos morfotipos 37 a 42 (escala: 20 μ m). 37 – Tipo *Tithonia diversifolia*, 38 – Tipo *Allamanda blanchetii*, 39 – Tipo *Matayba guianensis*, 40 – Tipo *Neomarica sabinii*, 41 – Tipo *Montanoa bipinnatifida*, 42 – Tipo *Cedrela fissilis*.



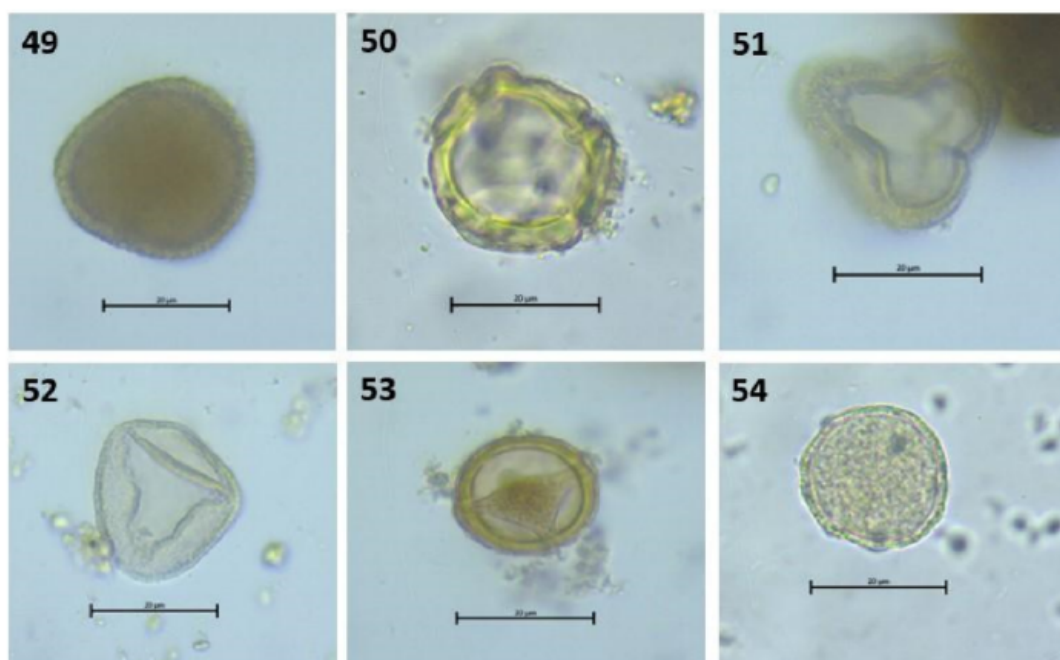
Fonte: Autor, 2025.

Figura A.8 – Fotomicrografias dos morfotipos 43 a 48 (escala: 20 μ m). 43 – Tipo *Hypericum rigidum*, 44 – Tipo *Bauhinia brevipes*, 45 – Tipo *Bauhinia longifolia*, 46 – Tipo *Bauhinia rufa*, 47 – Tipo *Costus arabicus*, 48 – Tipo *Jatropha podagrica*.



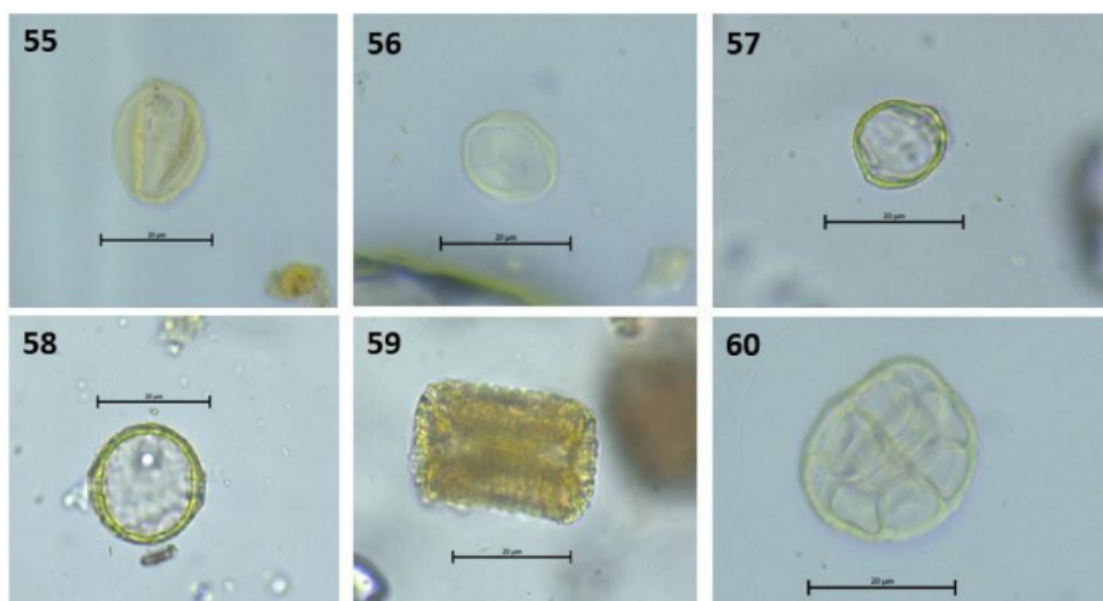
Fonte: Autor, 2025.

Figura A.9 – Fotomicrografias dos morfotipos 49 a 54 (escala: 20 µm). 49 – Tipo *Euphorbia pulcherrima*, 50 – Tipo *Borago officinalis*, 51 – Tipo *Foeniculum vulgare*, 52 – Tipo *Cochlospermum regium*, 53 – Tipo *Erythroxylum campestre*, 54 – Tipo *Trianthema portulacastrum*.



Fonte: Autor, 2025.

Figura A.10 – Fotomicrografias dos morfotipos 55 a 60 (escala: 20 µm). 55 – Tipo *Brachyotum strigosum*, 56 – Tipo *Bulbine frutescens*, 57 – Tipo *Bellucia grossularioides*, 58 – Tipo *Byrsonima intermedia*, 59 – Tipo *Impatiens walleriana*, 60 – Tipo *Anadenanthera colubrina*.



Fonte: Autor, 2025.