

**RECURSOS DE NIDIFICAÇÃO E REDES DE INTERAÇÃO DE ABELHAS NATIVAS
SEM FERRÃO (Apidae, Meliponini) COMO INDICADORES DE RESTAURAÇÃO
ECOLÓGICA NA MATA ATLÂNTICA, RJ.**

VICTOR ALFONSO GARCIA MOYA

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE DARCY RIBEIRO - UENF
CAMPOS DOS GOYTACAZES, RJ
JUNHO 2026**

RECURSOS DE NIDIFICACAO E REDES DE INTERACAO DE ABELHAS NATIVAS
SEM FERRÃO (Apidae, Meliponini) COMO INDICADORES DE RESTAURAÇÃO
ECOLÓGICA NA MATA ATLÂNTICA, RJ.

VICTOR ALFONSO GARCIA MOYA

Dissertação apresentada ao Centro de
Biociências e Biotecnologia da
Universidade Estadual do Norte
Fluminense Darcy Ribeiro, como parte
das exigências para obtenção do título de
Mestre em Ecologia e Recursos Naturais.

Orientadora: Profa. Dra. Maria Cristina Gaglianone
Coorientadora: Dra. Sonia Guimarães Alves

CAMPOS DOS GOYTACAZES, RJ
JUNHO 2026

FICHA CATALOGRÁFICA

UENF - Bibliotecas

Elaborada com os dados fornecidos pelo autor.

M938 Moya, Victor Alfonso Garcia.

RECURSOS DE NIDIFICAÇÃO E REDES DE INTERAÇÃO DE ABELHAS NATIVAS SEM FERRÃO (Apidae, Meliponini) COMO INDICADORES DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA NA MATA ATLÂNTICA, RJ. / Victor Alfonso Garcia Moya. - Campos dos Goytacazes, RJ, 2026.

79 f. : il.

Inclui bibliografia.

Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Centro de Biociências e Biotecnologia, 2026.

Orientadora: Maria Cristina Gaglianone.

Coorientadora: Sônia Guimarães Alves.

1. interação planta-abelha. 2. nidificação. 3. restauração ecológica. 4. polinização. 5. Mata Atlântica. I. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. II. Título.

CDD - 577

**RECURSOS DE NIDIFICACAO E REDES DE INTERACAO DE
ABELHAS NATIVAS SEM FERRÃO (Apidae, Meliponini) COMO
INDICADORES DA RESTAURAÇÃO ECOLOGICA NA MATA
ATLANTICA, RJ.**

VICTOR ALFONSO GARCIA MOYA

Programa de Pós-Graduação em Ecologia
e Recurso Naturais da Universidade
Estadual do Norte Fluminense Darcy
Ribeiro, como parte das exigências para
obtenção do título de Mestre em Ecologia
e Recursos Naturais.

Dissertação apresentada ao Centro
de Biociências e Biotecnologia, no

Aprovada em: 22/07/2026

Comissão examinadora:

Documento assinado digitalmente
 **DENISE DE ARAUJO ALVES**
Data: 31/08/2026 11:02:44-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Profa. Dra. Denise de Araujo Alves - USP-ESALQ

Documento assinado digitalmente
 **VINICIUS ALBANO ARAUJO**
Data: 02/09/2026 08:05:44-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Vinícius Albano Araújo - UFRJ-Macaé

Documento assinado digitalmente
 **SONIA GUIMARAES ALVES**
Data: 12/09/2026 17:21:43-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Dra. Sonia Guimarães Alves - UENF (Coorientadora)

Documento assinado digitalmente
 **MARIA CRISTINA GAGLIANONE**
Data: 18/09/2026 15:58:55-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Profa. Dra. Maria Cristina Gaglianone - UENF (Orientadora)

AGRADECIMENTOS

As palavras não serão suficientes para agradecer por tudo o que foi essa incrível etapa da minha vida e a todas as pessoas que a tornaram possível, que a encheram de conteúdo, de amizade, de carinho.

Agradeço à minha família, à minha mãe, aos meus irmã@s, sobrinh@s, às minhas tias, prim@s, à minha companheira, que são o amor que me alimenta todos os dias, são minhas raízes, são o indispensável.

À professora María Cristina Gallego, que me motivou a embarcar nessa aventura.

À professora Maria Cristina Gaglianone, minha orientadora, que, de forma quase mágica, apareceu em nosso mundo colombiano e nos abriu as portas deste pedacinho do mundo brasileiro. Me ofereceu sua orientação e companhia para caminhar nesta etapa.

A Sonia Guimarães Alves, minha coorientadora e grande amiga, mulher fortíssima. Caminhamos muitíssimo. Agradeço todo o respaldo, o apoio, a compreensão... a enorme energia com que abraçou e acolheu este colombiano.

Aos meus companheiros e companheiras do grupo de pesquisa de Ecologia de Abelhas e Polinização, que de diversas formas e em muitas medidas também foram base e apoio no caminho: Ramon, Jociane, Vanessa, Lazaro, Jessica, Iago, Nayra, Bia, Ana, Layla, Maira, Marcelita, Layla, Paula, Karen, Roberta, Jennyfer, Victor Hugo, Vitinho, Brenda, Yasmim, J.V., Geovana, Elianna...

A todas as pessoas do prédio de Ecologia Experimental pelos grandes e pequenos gestos, pelas conversas de corredor e de cozinha, pelos encontros e trocas de ideias por aqui e por ali, cada momento foi sempre muito valioso.

À grande família colombiana e aos filhos e filhas adotivas, que tornou mais leve essa experiência com cada comida, cada dança, com as piadas e as viagens... Juanda, Juliana, Alejandro, Carlos, Lilian, Ruso, Daniel, Diego, Ana, Alexa, Made, Juan Carlos, Luzana Luisa, Brenda, Alejandra, Ledis, Julian, Cristian, Simon, Kevin, Laura, Kerly, Jhonatan e todos os que vão chegando... À comunidade de estrangeiros (sabor latino) que compartilhou um pedacinho dos seus países e de suas culturas conosco.

Às muitas outras pessoas com quem cruzei nos diversos espaços que a universidade e a vida me possibilitaram, com quem teci importantes laços de amizade, em especial Isabela, Ana, Leticia, Alana, Francis, Lais, Kaju, Malu.

Em geral, ao povo brasileiro, à educação pública e à UENF por acolher muitas pessoas que, como eu, não teriam outra forma de estudar, de se formar, de pesquisar, etc. Mas além das condições acadêmicas, pelas possibilidades de aproximação com a cultura, com o esporte, com o cuidado. Agradeço a possibilidade de me aproximar da Capoeira, do forró, da yoga...

À professora Gudelia e ao seu projeto de coleta seletiva e gestão de resíduos pela ajuda na obtenção das garrafas necessárias para a construção dos ninhos-isca.

Ao apoio do Projeto de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração “Restauração ecológica na Mata Atlântica: diversidade, estrutura e funcionamento dos ecossistemas” (PELD-REDE)

À equipe da Associação Mico-Leão-Dourado por nos abrir as portas e nos oferecer as condições no parque para o desenvolvimento desta pesquisa. Em particular, agradeço muito a Carlos e Mahat pela disposição e pela ajuda em campo para identificar as plantas.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de estudos.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais e ao Laboratório de Ciências Ambientais pela formação e o conhecimento compartilhado.

Espero sinceramente retribuir da melhor forma possível à humanidade todos os esforços que me permitiram estar aqui escrevendo estas palavras.

SUMARIO

INTRODUÇÃO GERAL	1
Restauração da Mata Atlântica	1
Abelhas nativas sem ferrão – tribo Meliponini	2
Referências	5
1 Capítulo 1	9
Recursos de nidificação das abelhas sem ferrão como componente da avaliação ecológica da restauração florestal.	9
Resumo	9
1.1 Introdução	10
1.2 Materiais e Métodos.....	13
1.2.1 Áreas de estudo.....	13
1.2.2 Delineamento amostral	15
1.2.3 Análises estatísticas	19
1.3 Resultados	21
1.3.1 Dinâmica de ocupação dos ninhos-isca	21
1.3.2 Abundância e distribuição espacial dos ninhos em substratos naturais	27
1.4 Discussão	31
1.5 Limitações do estudo	35
1.6 Conclusões	35
1.7 Referências.....	36
2 Capítulo 2	41
Interações planta-abelha como componente da avaliação ecológica da restauração florestal.	41
Resumo	41
2.1 Introdução	42
2.2 Materiais e Métodos.....	44
2.2.1 Área de estudo	44
2.2.2 Amostragem	45
2.2.3 Processamento e identificação do material biológico.....	47
2.2.4 Análises estatísticas	47
2.3 Resultados	50

2.3.1	Inventário geral de abelhas sem ferrão	50
2.3.2	Riqueza e Diversidade de Espécies	52
2.3.3	Estrutura e Composição da Comunidade.....	53
2.3.4	Redes de Interação Planta-Abelha.....	54
2.4	Discussão	55
2.5	Conclusão.....	60
2.6	Referências.....	60
3	Considerações finais.....	65
3.1	Implicações para a Conservação e Restauração.....	66

Lista de Figuras

Capítulo 1

- Figura 1.1.** Área de estudo e localização dos 20 transectos de busca de ninhos em substratos naturais e pontos de instalação dos 132 ninhos-isca em áreas de floresta e restauração no Parque Ecológico Mico-Leão-Dourado, município de Silva Jardim, RJ. 14
- Figura 1.2.** Estágios da preparação de ninhos-isca utilizados neste trabalho; (A). Garrafa de plástico com boca torta; (B). Garrafa coberta com jornal; (C). O conjunto anterior coberto com plástico preto e um bico adicionado à boca da garrafa para facilitar a chegada das abelhas; (D). Ninho-isca foi disposto no campo..... 16
- Figura 1.3.** Variação temporal da ocupação dos ninhos-isca por diferentes ocupantes ao longo das inspeções em áreas de floresta e restauração no Parque Ecológico Mico-Leão-Dourado, município de Silva Jardim, RJ..... 23
- Figura 1.4.** Curvas de Kaplan-Meier representando o tempo de ocorrência da ocupação dos ninhos-isca nas áreas de floresta e restauração. Os símbolos "+" nas linhas indicam as diferenças temporais nos eventos de instalação dos ninho-isca, porém os ninho-isca não colonizadas até esse ponto, saem do monitoramento, o que se reflete na tabela inferior, que corresponde às armadilhas que ainda poderiam registrar a primeira colonização ao longo dos dias em que estiveram em campo. 24
- Figura 1.5.** Principais probabilidades de transição de ocupação observadas entre inspeções consecutivas nos ninhos-isca. **A.** Probabilidades de transição a partir de ninho-isca vazios. **B.** Principais probabilidades de transição a partir de ninhos-isca ocupadas por abelhas. Outros ocupantes: vespas, aranhas e grilos. 25
- Figura 1.6.** Colônia de *T. angustula* transferida para caixa de cria racional. A) Larva ao interior do ninho-isca com a colônia de *T. angustula*. B) Algumas das larvas extraídas dos ninho-isca infestados. 26
- Figura 1.7.** Pontos de ocorrência dos ninhos em substratos naturais amostrados nos transectos das áreas de floresta e restauração no Parque Ecológico Mico-Leão-Dourado. As legendas ao lado dos triângulos azuis indicam a distância mínima em metros (m) do ninho mais próximo. 28
- Figura 1.8.** Ninhos naturais amostrados no Parque Ecológico Mico-Leão-Dourado. A- *Partamona* sp., B- *Scaptotrigona xanthotricha*, C- *Tetragonisca angustula*, D- *Tetragona clavipes*, E- *Trigona braueri*, F- *Trigona spinipes*, G- *Trigona* sp., H- *Nannotrigona testaceicornis*. 30

Capítulo 2

- Figura 2.1.** Área de estudo e localização dos 6 transectos de coleta de abelhas em flor e pontos de amostragens das plantas focais em áreas de floresta e restauração no Parque Ecológico Mico-Leão-Dourado, município de Silva Jardim, RJ..... 45
- Figura 2.2.** Curvas de acumulação de espécies de abelhas sem ferrão obtidas por permutação aleatorizada das unidades amostrais para as áreas de floresta e restauração. As unidades amostrais representam as horas de amostragem nas plantas focais compartilhadas (n = 27 para floresta; n = 23 para restauração). As linhas contínuas indicam a riqueza acumulada média observada, as áreas sombreadas correspondem ao desvio padrão (DP) e

as linhas tracejadas indicam os valores da riqueza potencial esperada pelo estimador Chao1.	52
Figura 2.3. Ordenação por Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) baseada na distância de Bray–Curtis, representando a similaridade na composição de espécies de abelhas sem ferrão entre as unidades de amostragem (hora) das áreas de floresta e restauração.	53
Figura 2.4. Redes de interação planta-abelha das áreas de floresta e restauração. A espessura das linhas de ligação é proporcional à frequência das interações e foi representada em escala logarítmica para facilitar a visualização de interações menos frequentes.	55

Lista de tabelas

Capítulo 1

Tabela 1.1. Datas de instalação e quantidade de ninho-isca instalados em áreas de floresta e restauração no Parque Ecológico Mico-Leão-Dourado, município de Silva Jardim, RJ.	15
Tabela 1.2. Espécies de abelhas sem ferrão e número de ninhos-isca de 2,25L ocupados nas áreas de floresta e restauração no Parque Ecológico Mico-Leão-Dourado, município de Silva Jardim, RJ. Números com (5L) do lado correspondem aos dados dos 8 ninhos-isca de 5 litros instalados de forma complementar nas áreas.	22
Tabela 1.3. Efeitos da área (floresta/restauração) e do evento de instalação (I, II e III) sobre a velocidade de ocupação dos ninho-isca, estimados por modelos de riscos proporcionais de Cox (HR: hazard ratio ou razão de risco; IC95%: intervalo de confiança de 95%).	25
Tabela 1.4. Taxa de ocupação, taxa de perda e variáveis climáticas associadas às inspeções de monitoramento do evento de instalação I (60 ninhos-isca) (T. 50 d: temperatura média dos 50 dias anteriores em °C; P. 50 d: precipitação acumulada dos 50 dias anteriores em mm).	27
Tabela 1.5. Lista de espécies dos ninhos em substratos naturais encontrados em 20 transectos no dezembro de 2025 em áreas de floresta e restauração no Parque Ecológico Mico-Leão-Dourado.	29

Capítulo 2

Tabela 2.1. Caracterização dos atributos das três espécies de plantas focais compartilhadas entre as áreas de floresta e restauração para a amostragem da comunidade de abelhas no Parque Ecológico Mico-Leão-Dourado, município de Silva Jardim, RJ.	46
Tabela 2.2. Espécies e número de indivíduos de abelha sem ferrão amostrados com diferentes metodologias: Planta focal, Coleta em transecto e Coleta livre, em áreas de floresta e restauração no Parque Ecológico Mico-Leão-Dourado, Silva Jardim, RJ.	51
Tabela 2.3. Unidade amostral e métricas de diversidade (Riqueza observada, Estimativa Chao1 ($\pm$ DP), Diversidade (Shannon H')) das comunidades de abelhas sem ferrão amostradas em plantas focais compartilhadas entre as áreas de floresta e restauração.	52

Tabela 2.4. Resultados da análise de PERMANOVA avaliando o efeito da identidade da planta focal e da área (floresta vs. restauração) sobre a composição da comunidade de abelhas sem ferrão, sob duas abordagens de agrupamento amostral.....	53
Tabela 2.5. Métricas estruturais das redes de interação planta-abelha e resultados dos modelos nulos para as áreas de floresta e restauração.....	54

RESUMO

A restauração ecológica tem sido amplamente utilizada para recuperar áreas degradadas na Mata Atlântica, principalmente a partir da restauração da vegetação. Porém, a recuperação das comunidades animais e de suas interações ecológicas permanece menos compreendida. Neste estudo, avaliou-se a recuperação de comunidades de abelhas sem ferrão (Apidae, Meliponini) em áreas de floresta e em áreas em processo de restauração no Parque Ecológico Mico-Leão-Dourado, Rio de Janeiro. A dissertação foi estruturada em dois capítulos complementares, abordando tanto a disponibilidade de recursos de nidificação quanto a composição das comunidades de abelhas e suas interações com plantas. No primeiro capítulo foram comparadas a disponibilidade de sítios naturais de nidificação e a ocupação de ninhos-isca entre áreas de floresta e de restauração. Foram registrados 34 ninhos naturais, dos quais 31 ocorreram na floresta e apenas 3 na restauração, evidenciando uma limitação de cavidades naturais nas áreas restauradas. A ocupação dos ninhos-isca foi semelhante entre as áreas, indicando o potencial das abelhas sem ferrão para colonizar as áreas em restauração. No segundo capítulo foi avaliada a composição da comunidade de abelhas sem ferrão e a estrutura das redes de interação planta-abelha. Foram registradas 18 espécies de Meliponini. A floresta apresentou maior riqueza, diversidade e complexidade estrutural das interações, com redes mais especializadas, modulares e aninhadas. Por outro lado, a área em restauração apresentou uma rede mais generalista, com maior conectância e composta por menor número de espécies. Os resultados indicam que a restauração está em andamento e precisa de ações em relação aos polinizadores como as abelhas sem ferrão, pois a recuperação da estrutura vegetal não implica necessariamente a recuperação simultânea das comunidades de polinizadores e de suas interações ecológicas. A disponibilidade de recursos de nidificação foi identificada como um possível filtro ecológico, limitando o estabelecimento de espécies mais exigentes e influenciando a organização funcional das redes de interação. Assim, a avaliação da restauração florestal deve incorporar indicadores relacionados à fauna e aos recursos estruturais necessários para a manutenção de processos ecológicos fundamentais, como a polinização.

Palavras chave: interação planta-abelha, nidificação, restauração ecológica, polinização, Mata Atlântica.

ABSTRACT

Ecological restoration has been widely used to recover degraded areas in the Atlantic Forest, mainly through the restoration of vegetation. However, the recovery of animal communities and their ecological interactions remains less understood. In this study, the recovery of stingless bee communities (Apidae, Meliponini) was evaluated in forest areas and areas undergoing restoration in the Golden Lion Tamarin Ecological Park, Rio de Janeiro, Brazil. The dissertation was structured into two complementary chapters, addressing both the availability of nesting resources and the composition of bee communities and their interactions with plants. In the first chapter, the availability of natural nesting sites and the occupancy of trap nests were compared between forest and restoration areas. A total of 34 natural nests were recorded, of which 31 occurred in the forest and only 3 in the restoration area, demonstrating a limitation of natural cavities in restored areas. Trap nest occupancy was similar between the areas, indicating the potential of stingless bees to colonize areas undergoing restoration. In the second chapter, the composition of the stingless bee community and the structure of plant-bee interaction networks were evaluated. Eighteen Meliponini species were recorded. The forest showed greater richness, diversity, and structural complexity of interactions, with more specialized, modular, and nested networks. In contrast, the restoration area presented a more generalized network, with greater connectance and composed of a smaller number of species. The results indicate that the restoration process is ongoing and requires actions focused on pollinators such as stingless bees, since the recovery of vegetation structure does not necessarily imply the simultaneous recovery of pollinator communities and their ecological interactions. The availability of nesting resources was identified as a possible ecological filter, limiting the establishment of more demanding species and influencing the functional organization of interaction networks. Therefore, the assessment of forest restoration should incorporate indicators related to fauna and the structural resources required to maintain fundamental ecological processes, such as pollination.

.

Key words: Atlantic Forest; bee-plant interaction; ecological restoration; nesting behavior; pollination.

INTRODUÇÃO GERAL

Restauração da Mata Atlântica

A Mata Atlântica é a segunda maior floresta tropical da América do Sul e um dos mais importantes hotspots de biodiversidade do mundo (Marques et al., 2021). Estima-se que sua área total original era de 1,6 milhão de hectares (Muylaert et al., 2018). No entanto, ao longo dos séculos a Mata Atlântica tem sofrido intensas pressões antrópicas, sobretudo devido à expansão agrícola, pecuária e urbana que acompanharam o rápido crescimento populacional brasileiro (Rodrigues et al., 2009; Fundação SOS Mata Atlântica & INPE, 2025). Essas atividades humanas resultaram no desmatamento, fragmentação e degradação dos habitats naturais, levando à redução da cobertura florestal. Atualmente, resta cerca de 12,4% da cobertura original da Mata Atlântica no país, o que coloca em risco a grande diversidade da fauna e flora que este bioma abriga (Carvalho et al., 2008; Ribeiro et al., 2009; Martins et al., 2021; SOS Mata Atlântica, 2025).

Diante desse cenário, no início dos anos 2000, a Mata Atlântica foi considerada uma área prioritária para ações globais de conservação. Neste sentido, foram desenvolvidos e compilados estudos que evidenciaram essa situação crítica em relação à perda da biodiversidade (Morellato & Haddad, 2000; Myers et al., 2000; Galindo-Leal et al., 2003; Metzger, 2009; Eisenlohr et al., 2015). Foram também implementadas políticas públicas e regulações ambientais, como a Lei nº 11.428/2006 (Lei da Mata Atlântica) que declara a Mata Atlântica como patrimônio nacional e estabelece diversas medidas de proteção. Da mesma forma, diversos órgãos governamentais e não governamentais (como WWF Brasil, Fundação SOS Mata Atlântica, The Nature Conservancy e Associação Mico-Leaõ-Dourado), institutos de pesquisa, unidades de conservação e outros atores sociais impulsionaram fortes iniciativas de conservação e restauração, como o Pacto pela Restauração da Mata Atlântica, estabelecido em 2009 com a meta de recuperar 15 milhões de hectares até 2050 (Pacto pela Restauração da Mata Atlântica, 2023) e o Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa, que visa recuperar pelo menos 12 milhões de hectares até 2030 (Ministério do Meio Ambiente, 2017).

No âmbito internacional, destaca-se a declaração do período de 2021 a 2030 como a Década da Restauração de Ecossistemas pelas Nações Unidas (ONU, 2019), com importantes objetivos que visam criar maiores condições sociais, políticas e econômicas que

potencializem a restauração de ecossistemas como prática crucial para alcançar o sucesso de metas climáticas, de biodiversidade, de saúde e de bem-estar humano. Nesse marco, a Mata Atlântica foi designada Projeto Emblemático Mundial de Restauração da ONU em 2022, como forma de reconhecimento aos inúmeros esforços para a restauração deste bioma, sendo uma das iniciativas mais promissoras e importantes no mundo (United Nations Environment Programme, 2020, 2022).

A restauração ecológica é definida pela Sociedade Internacional para a Restauração Ecológica (Society for Ecological Restoration (SER) International, 2004) como “o processo de auxílio ao restabelecimento de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído”. Ela tem como objetivo alcançar um conjunto característico de espécies que forneça uma estrutura adequada para os ecossistemas. Portanto, pode-se afirmar que um ecossistema foi restaurado, ou pelo menos alcançou um alto nível de recuperação, quando conta com recursos bióticos e abióticos suficientes para manter sua estrutura e função, capaz de recuperar-se do estresse e das alterações ambientais normais, resiliente o suficiente para suportar as interações culturais e os fluxos de recursos com ecossistemas contíguos (Hobbs & Harris, 2001; Society for Ecological Restoration (SER) International, 2004; Instituto Brasileiro de Florestas, 2020; Holl, 2023).

Embora a restauração ecológica tenha uma perspectiva integral de restabelecimento das condições originais dos ecossistemas, a maioria dos estudos sobre ecologia da restauração, assim como os esforços práticos, tem se concentrado no estabelecimento inicial das populações de plantas (Rodrigues et al., 2009). Este modelo subestima as ações de restauração das comunidades de animais. Os polinizadores silvestres, por exemplo, e as interações mutualísticas que estabelecem com as plantas são fundamentais para a reprodução e resiliência das espécies vegetais e das conexões entre ecossistemas remanescentes e restaurados (Menz et al., 2011; Morón et al., 2023).

Abelhas nativas sem ferrão – tribo Meliponini

Dentre os polinizadores bióticos, se destacam as abelhas, já que desempenham um papel ecológico, econômico e cultural importante nos ecossistemas. Um grupo específico são as abelhas sem ferrão (ASF) (Apidae, Meliponini) que se distribuem nas regiões tropicais e subtropicais do mundo. Na região Neotropical (do México até Argentina), onde ocorre sua maior diversificação, são reportadas 474 espécies (Freitas De Oliveira et al., 2013; Engel et

al., 2023). No Brasil, são registradas 254 espécies (Moura-Moraes et al., 2023), sendo o país com a maior riqueza descrita da região, a qual tende a crescer com o aumento dos estudos e pesquisas sobre a tribo e com o interesse despertado pela criação e manejo para educação ambiental, produção (meliponicultura) e a polinização dirigida de cultivos agrícolas (Wolowski et al., 2019).

Este grupo de abelhas eussociais vive em colônias perenes e muito populosas, com divisão de castas e funções (Camargo, 1970; Sakagami, 1982). Seus principais recursos alimentares são o pólen e o néctar coletados nas flores, os quais são armazenados no interior do ninho, e no caso do néctar, transformado em mel. Além disso, utilizam resinas, fundamentais na produção de própolis para a proteção e construção do ninho e, em algumas espécies, também empregadas nos mecanismos de defesa direta contra invasores. Em contrapartida, durante as visitas para coleta dos recursos florais, as abelhas contribuem com o processo de polinização, favorecendo a reprodução e a variabilidade genética das plantas (Slaa et al., 2006; Roubik, 2023).

Nos trópicos, aproximadamente 94% das plantas são polinizadas por animais (Ollerton et al., 2011). As abelhas visitam mais de 90% dos 107 principais cultivos agrícolas no mundo, sendo o maior grupo dentre os polinizadores (Wolowski et al., 2019). A polinização realizada pelas abelhas melhora a qualidade e a quantidade de frutos por planta, beneficiando a produção de alimentos e a disponibilidade de recursos para a sustentação dos ecossistemas (Holzschuh et al., 2012; Garibaldi et al., 2013; Horth & Campbell, 2017; Wolowski et al., 2019; Delaplane, 2023).

Os ninhos das abelhas sem ferrão são construídos principalmente em cavidades de árvores vivas, geralmente de grande porte, sendo que o volume da cavidade também pode ser decisivo na escolha do local de nidificação, tornando os locais de nidificação um fator limitante para a maioria destas abelhas (Silva et al., 2013a, 2014; da Costa Macedo et al., 2021; Engel et al., 2023).

As ASF têm demandas elevadas e contínuas de alimento, e forrageiam durante todo o ano para manter suas colônias perenes. Por isso, necessitam de uma alta abundância e diversidade floral. A disponibilidade de recursos constante garante maior consumo e armazenamento de alimento, gerando colônias mais saudáveis, com populações que crescem

mais rapidamente, favorecendo sua distribuição (Brosi, 2009; Kaluza et al., 2018; Roubik, 2018; Hrncir et al., 2019; Gruchowski-Woitowicz et al., 2020).

Em relação ao estudo das abelhas no contexto da restauração, identificou-se que a riqueza de espécies de abelhas tende a aumentar com o avanço da restauração (Gruchowski-Woitowicz et al., 2022), embora não alcance os níveis das florestas primárias conservadas, devido às limitações relacionadas aos recursos florais e locais de nidificação (Montoya-Pfeiffer et al., 2020; da Silva Carneiro et al., 2024; Payne et al., 2024). Mas esse aumento pode variar conforme o tipo de ecossistema e a paisagem (Favalesso & Gonçalves, 2017; Deprá et al., 2022) e ser explicada por aspectos como a composição de espécies, a uniformidade das interações, as características morfológicas e fenológicas das plantas, entre outros (de Souza et al., 2022; Ribeiro et al., 2024).

Em termos gerais, este grupo de abelhas apresenta grande potencial como bioindicadores da saúde do ecossistema (Meléndez Ramírez et al., 2014). Isso se deve a características como a permanência das colônias no mesmo local durante todo o ano, a necessidade de árvores grandes, maduras e ocas para nidificação, e a constante busca por alimento. Durante a coleta dos recursos das plantas, água e solo, as abelhas podem ser expostas a contaminantes (Toledo-Hernández et al., 2022; de Castro Lippi et al., 2026). Dessa forma, mudanças em sua diversidade e comportamento, alterações na composição química da colônia e seus produtos evidenciam impactos imediatos e cumulativos da fragmentação do habitat, poluição e mudanças climáticas.

Considerando a importância das abelhas sem ferrão, este trabalho tem por objetivo analisar sua comunidade em áreas de restauração e floresta no Parque Ecológico Mico-Leão-Dourado, RJ.

O estudo foi estruturado em dois capítulos, conforme descrito a seguir:

Capítulo 1: Recursos de nidificação das abelhas sem ferrão como componente da avaliação ecológica da restauração florestal.

Capítulo 2: Interações planta-abelha como componente da avaliação ecológica da restauração florestal.

Referências

- Brosi, B. J. (2009). The complex responses of social stingless bees (Apidae: Meliponini) to tropical deforestation. *Forest Ecology and Management*, 258(9), 1830–1837. <https://doi.org/10.1016>
- Camargo, J. (1970). Ninhos e biologia de algumas espécies de Meliponídeos (Hymenoptera: Apidae) de região de Porto Velho, Território de Rondônia, Brasil. *Revista de Biologia Tropical*, 16(2), 207.
- Carvalho, F. A., Nascimento, M. T., & Oliveira Filho, A. T. (2008). Composição, riqueza e heterogeneidade da flora arbórea da bacia do rio São João, RJ, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 22(4), 929–940. <https://doi.org/10.1590/s0102-33062008000400004>
- Cezar Ribeiro, M., Metzger, J., Martensen, A. C., Ponzoni, F. J., & Hirota, M. M. (2009). The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, 142(6), 1141–1153. <https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2009.02.021>
- da Costa Macedo, C. R., de Souza Aquino, I., de Farias Borges, P., da Silva Barbosa, A., & Medeiros, G. R. (2021). Nesting behavior of stingless bees. *Ciência Animal Brasileira*, 21, e-58736. <https://doi.org/10.1590/1809-6891V21E-58736>
- da Silva Carneiro, L., Cezar Ribeiro, M., & Gaglianone, M. C. (2024). Restoration of bee communities (Hymenoptera: Apoidea: Anthophila) in landscape scale: a review. *Apidologie*, 55(4), 1–13. <https://doi.org/10.1007/S13592-024-01095-3>
- de Castro Lippi, I. C., Schouten, C., Lima, Y. S., de Souza, G. D. F., do Rosário Corrêa Moreira, I., da Luz Scheffer, J., Astolfi, A., & de Oliveira Orsi, R. (2026). Beyond honey bees: Stingless bees exhibit greater sensitivity to pesticides with implications for risk assessment. *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 217, 106837. <https://doi.org/10.1016/J.PESTBP.2025.106837>
- de Souza, J. M. T., Vázquez, D. P., & Varassin, I. G. (2022). Abundance and phenology drive plant pollinator network responses to restoration in the Southern Atlantic rainforest in Brazil. *Restoration Ecology*, 30(5), e13588. [/doi/pdf/10.1111/rec.13588](https://doi.org/10.1111/rec.13588)
- Delaplane, K. S. (2023). *Crop pollination by bees, Volume 2: Individual crops and their bees*. CABI International. <https://doi.org/10.1079/9781786393548.0000>
- Deprá, M. S., Evans, D. M., & Gaglianone, M. C. (2022). Pioneer herbaceous plants contribute to the restoration of pollination interactions in restinga habitats in tropical Atlantic Forest. *Restoration Ecology*, 30(4), e13544. [/doi/pdf/10.1111/rec.13544](https://doi.org/10.1111/rec.13544)
- Engel, M., Rasmussen, C., Ayala, R., & de Oliveira, F. F. (2023). Stingless bee classification and biology (Hymenoptera, Apidae): a review, with an updated key to genera and subgenera. *ZooKeys*, 1172(August 2022), 239–312. <https://doi.org/10.3897/zookeys.1172.104944>
- Favalesso, M. M., & Gonçalves, R. B. (2017). Abelhas e vespas (Hymenoptera) como indicadoras ecológicas em uma área de restauração florestal. *Oecologia Australis*, 21(4), 396–407. <https://doi.org/10.4257/OECO.2017.2104.04>
- Freitas De Oliveira, F., Tadzia, B., Richers, T., Rodrigues Da, J., Rinéias, S., Farias, C., Alves, T., & Matos, L. (2013). *Guia Ilustrado das Abelhas “Sem-Ferrão” das Reservas Amanã e Mamirauá, Amazonas, Brasil*.
- Fundação SOS Mata Atlântica, & INPE. (2025). *Atlas da Mata Atlântica 2023-2024*. <https://www.sosma.org.br/projeto/atlas-da-mata-atlantica/dados-mais-recentes/>
- Garibaldi, L. A., Steffan-Dewenter, I., Winfree, R., Aizen, M. A., Bommarco, R.,

- Cunningham, S. A., Kremen, C., Carvalheiro, L. G., Harder, L. D., Afik, O., Bartomeus, I., Benjamin, F., Boreux, V., Cariveau, D., Chacoff, N. P., Dudenhöffer, J. H., Freitas, B. M., Ghazoul, J., Greenleaf, S., ... Klein, A. M. (2013). Wild pollinators enhance fruit set of crops regardless of honey bee abundance. *Science*, 340(6127), 1608–1611. <https://doi.org/10.1126/SCIENCE.1230200>
- Gruchowski-Woitowicz, F. C., da Silva, C. I., & Ramalho, M. (2020). Experimental field test of the influence of generalist stingless bees (Meliponini) on the topology of a bee–flower mutualistic network in the tropics. *Ecological Entomology*, 45(4), 854–866. <https://doi.org/10.1111/EEN.12862>
- Gruchowski-Woitowicz, F. C., de Oliveira, F., Bazílio, S., Garcia, C. T., Castilho, J. A., & de Oliveira, F. F. (2022). What Can Restoration Do for Bee Communities? An Example in the Atlantic Rainforest in Paraná State, Southern Brazil. *Neotropical Entomology*, 51(2), 230–242. <https://doi.org/10.1007/S13744-022-00949-8>
- Hobbs, R. J., & Harris, J. A. (2001). Restoration ecology: Repairing the earth’s ecosystems in the new millennium. *Restoration Ecology*, 9(2), 239–246. <https://doi.org/10.1046/J.1526-100X.2001.009002239.X>
- Holl, K. D. (2023). *Fundamentos da Restauração Ecológica* (E. Vizcaya, J. Lesage, & O. Miramontes (eds.)). CopIt-arXives.
- Holzschuh, A., Dudenhöffer, J. H., & Tschardt, T. (2012). Landscapes with wild bee habitats enhance pollination, fruit set and yield of sweet cherry. *Biological Conservation*, 153, 101–107. <https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2012.04.032>
- Horth, L., & Campbell, L. A. (2017). Supplementing small farms with native mason bees increases strawberry size and growth rate. *Journal of Applied Ecology*, 55(2), 591–599. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12988>
- Hrncir, M., Maia-Silva, C., da Silva Teixeira-Souza, V. H., & Imperatriz-Fonseca, V. L. (2019). Stingless bees and their adaptations to extreme environments. *Journal of Comparative Physiology A: Neuroethology, Sensory, Neural, and Behavioral Physiology*, 205(3), 415–426. <https://doi.org/10.1007/S00359-019-01327-3>
- Instituto Brasileiro de Florestas. (2020). *Bioma Mata Atlântica*. <https://www.ibflorestas.org.br/bioma-mata-atlantica>
- Kaluza, B. F., Wallace, H. M., Heard, T. A., Minden, V., Klein, A., & Leonhardt, S. D. (2018). Social bees are fitter in more biodiverse environments. *Scientific Reports*, 8(1), 1–10. <https://www.nature.com/articles/s41598-018-30126-0>
- Marques, M. C. M., Trindade, W., Bohn, A., & Grelle, C. E. V. (2021). *The Atlantic Forest: An introduction to the megadiverse forest of South America* (pp. 3–23). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-55322-7_1
- Martins, F., Weber, C., Neppel, G., Junqueira, M., Oliveira, R., & Cidade, F. (2021). Mata Atlântica: Da formação original à fragmentação e o atual estado de conservação em Santa Catarina. *Estrabão*, 2, 188–191. <https://doi.org/10.53455>
- Meléndez Ramírez, V., Ayala, R., & Delfín-González, H. (2014). Abejas como bioindicadores de perturbaciones en los ecosistemas y el ambiente. In C. A. Zuarth, A. Vallarino, J. C. Jiménez, & A. M. Low Pfeng (Eds.), *Bioindicadores: Guardianes de nuestro futuro ambiental* (1st ed., pp. 349–372). El Colegio de la Frontera Sur.
- Menz, M. H. M., Phillips, R. D., Winfree, R., Kremen, C., Aizen, M. A., Johnson, S. D., & Dixon, K. W. (2011). Reconnecting plants and pollinators: challenges in the restoration of pollination mutualisms. *Trends in Plant Science*, 16(1), 4–12. <https://doi.org/10.1016>
- Montoya-Pfeiffer, P. M., Rodrigues, R. R., & Alves dos Santos, I. (2020). Bee pollinator

- functional responses and functional effects in restored tropical forests. *Ecological Applications*, 30(3), 1–14. <https://doi.org/10.1002/eap.2054>
- Morón, D., Adler, M., & Justiniano, H. (2023). *Abejas nativas de un paisaje productivo representativo de la chiquitania* (p. 59). Museo de Historia Natural Noel Kempff Mercado y Fundación para la Conservación del Bosque Chiquitano.
- Moura-Moraes, M., Guimaraes, S., Rodrigues, G., & Gaglianone, M. (2023). Composição de espécies de Abelhas Sem Ferrão na reserva biológica União, uma unidade de conservação na mata atlântica no sudeste do Brasil. In H. Resende & H. Werneck (Eds.), *Estudos sobre Abelhas e Vespas Brasileiras [livro eletrônico]: uma homenagem ao Professor Lucio Campos* (p. 145).
- Muyllaert, R. L., Vancine, M. H., Bernardo, R., Oshima, J. E. F., Sobral-Souza, T., Tonetti, V. R., Niebuhr, B. B., & Ribeiro, M. C. (2018). Uma nota sobre os limites territoriais da Mata Atlântica. *Oecologia Australis*, 22(3), 302–311. <https://doi.org/10.4257/OECO.2018.2203.09>
- Ollerton, J., Winfree, R., & Tarrant, S. (2011). How many flowering plants are pollinated by animals? *Oikos*, 120(3), 321–326. <https://doi.org/10.1111/J.1600-0706.2010.18644.X>
- ONU. (2019). *Decenio de las Naciones Unidas sobre la Restauración de los Ecosistemas (2021-2030)* (pp. 1–8).
- Payne, H. E., Mazer, S. J., & Seltnmann, K. C. (2024). Native bee habitat restoration: key ecological considerations from recent North American literature. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 12, 1358621. <https://doi.org/10.3389/FEVO.2024.1358621/XML/NLM>
- Ribeiro, C., Varassin, I. G., Pagioro, T. A., & Souza, J. M. T. de. (2024). Bee and plant traits drive temporal similarity of pollination interactions in areas under distinct restoration strategies. *Arthropod-Plant Interactions*, 18(5), 979–989. <https://doi.org/10.1007/S11829-024-10064-7>
- Rodrigues, R. R., Lima, R. A. F., Gandolfi, S., & Nave, A. G. (2009). On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation*, 142(6), 1242–1251. <https://doi.org/10.1016>
- Roubik, D. W. (2018). 100 Species of Meliponines (Apidae: Meliponini) in a Parcel of Western Amazonian Forest at Yasuní Biosphere Reserve, Ecuador. *Pot-Pollen in Stingless Bee Melittology*, 189–206. https://doi.org/10.1007/978-3-319-61839-5_14
- Roubik, D. W. (2023). Stingless Bee (Apidae: Apinae: Meliponini) Ecology. *Annual Review of Entomology*, 68(Volume 68, 2023), 231–256. <https://doi.org/https://doi.org/10.1146/annurev-ento-120120-103938>
- Sakagami, S. F. (1982). Stingless Bees. In H. R. Hermann (Ed.), *Social Insects* (pp. 362–421).
- Silva, M., Ramalho, M., & Monteiro, D. (2013). Diversity and habitat use by stingless bees (Apidae) in the Brazilian Atlantic Forest. *Apidologie*, 44(6), 699–707. <https://link.springer.com/article/10.1007/s13592-013-0218-5>
- Silva, M., Ramalho, M., & Monteiro, D. (2014). Communities of Social Bees (Apidae: Meliponini) in Trap-Nests: The Spatial Dynamics of Reproduction in an Area of Atlantic Forest. *Neotropical Entomology*, 43(4), 307–313. <https://link.springer.com/article/10.1007/s13744-014-0219-8>
- Slaa, E. J., Alejandro, L., Chaves, S., Sampaio, K., Hofstede, F. E., Slaa, E. J., Alejandro, L., Chaves, S., Malagodi-braga, K. S., Elisabeth, F., S, E. J., & S, L. A. (2006). Stingless bees in applied pollination: practice and perspectives. *Apidologie, Springer Verlag*, 37(2), 293–315.
- Society for Ecological Restoration (SER) International. (2004). *Princípios da SER*

- International sobre a restauração ecológica*. www.ser.org
- SOS Mata Atlântica. (2025). *Mata Atlântica*. <https://www.sosma.org.br/causas/mata-atlantica>
- Toledo-Hernández, E., Peña-Chora, G., Hernández-Velázquez, V. M., Lormendez, C. C., Toribio-Jiménez, J., Romero-Ramírez, Y., & León-Rodríguez, R. (2022). The stingless bees (Hymenoptera: Apidae: Meliponini): a review of the current threats to their survival. *Apidologie* 2022 53:1, 53(1), 1–23. <https://doi.org/10.1007/S13592-022-00913-W>
- United Nations Environment Programme. (2020). *The United Nations Decade on Ecosystem Restoration - Strategy*. <https://doi.org/10.1111/rec.13035>
- United Nations Environment Programme. (2022). *World Restoration Flagships*. <https://www.decadeonrestoration.org/es/world-restoration-flagships?page=1>
- Wolowski, M., Agostini, K., Rech, A. R., Varassin, I. G., Maués, M., Freitas, L., Carneiro, L. T., Bueno, R. de O., Consolaro, H., Carvalheiro, L., Saraiva, A. M., & Silva, C. I. da. (2019). *Relatório temático sobre polinização, polinizadores e produção de alimentos no Brasil*. <https://doi.org/10.4322/978-85-60064-83-0>

1 Capítulo 1

Recursos de nidificação das abelhas sem ferrão como componente da avaliação ecológica da restauração florestal.

Resumo

As abelhas sem ferrão dependem da disponibilidade de recursos adequados de nidificação para o estabelecimento e manutenção de suas colônias. Neste capítulo, avaliou-se a disponibilidade de sítios naturais de nidificação e a dinâmica de ocupação de ninhos-isca por abelhas sem ferrão em áreas de floresta e restauração do Parque Ecológico Mico-Leão-Dourado, Rio de Janeiro. Foram instalados 132 ninhos-isca distribuídos igualmente entre as áreas e realizados levantamentos de ninhos em substratos naturais em 20 transectos. Foram registrados, em substratos naturais, 34 ninhos pertencentes a nove espécies, sendo 31 encontrados na floresta e apenas três na restauração. A frequência de ocorrência e a abundância de ninhos por transecto foram significativamente maiores na floresta, evidenciando menor disponibilidade de recursos naturais de nidificação nas áreas restauradas. A ocupação dos ninhos-isca foi semelhante entre as áreas. As espécies registradas apresentaram diferenças nas estratégias de nidificação e no uso dos recursos disponíveis. As análises não revelaram relações consistentes entre ocupação e precipitação, embora tenha sido observada tendência de maiores taxas de ocupação em períodos com temperaturas baixas. Os resultados indicam que áreas em restauração com aproximadamente sete a oito anos ainda não apresentam disponibilidade suficiente de cavidades naturais para sustentar comunidades de abelhas sem ferrão semelhantes às observadas em áreas florestais. Entretanto, apresentam ocupação similar dos ninhos-isca, sugerindo que cavidades artificiais podem reduzir parcialmente as limitações impostas pela escassez de substratos naturais. Dessa forma, os recursos de nidificação constituem um componente essencial da avaliação ecológica da restauração e devem ser considerados em estratégias de conservação e manejo de polinizadores.

Palavras chave: Meliponini, Restauração ecológica, Mata Atlântica, Conservação

1.1 Introdução

As abelhas sem ferrão (Apidae, Meliponini) constituem um dos principais grupos de polinizadores em ecossistemas tropicais, desempenhando um papel central na reprodução de muitas espécies vegetais nativas e na manutenção de processos ecológicos associados à dinâmica florestal (Drescher et al., 2014; Wang et al., 2018; Roubik, 2023).

As colônias das abelhas sem ferrão são perenes, as abelhas forrageiam ativamente durante o ano todo, sendo os recursos florais como pólen e néctar fundamentais para a manutenção de suas populações. A disponibilidade de recursos de nidificação também representa um componente igualmente crítico, podendo atuar como fator limitante para abundância, distribuição e persistência local das colônias (Silva et al., 2013a, 2014; da Costa Macedo et al., 2021; Engel et al., 2023).

Em relação à biologia reprodutiva das colônias destas abelhas, as abelhas operárias preparam um local para o ninho antes da enxameação (divisão da colônia para fundar um novo ninho), gerando uma conexão entre a colônia mãe e a colônia filha, onde a primeira fornece à rainha e às colônias filhas, alimento, abrigo e uma rota direta para o novo local (Roubik, 2023). Após sua formação, uma colônia filha pode obter recursos da colônia mãe por um tempo de até 6 meses (Roubik, 2006).

As entradas dos ninhos apresentam uma grande variedade de formas, cores e padrões distintivos de gêneros e espécies. Os ninhos são o local onde se criam as larvas, se armazenam os recursos e se abrigam as abelhas (Camargo, 1970; Sakagami, 1982). Essas funções do ninho evidenciam a importância da sua localização, das características arquitetônicas e dos substratos para o sucesso da colônia, pois influenciam aspectos chave como a termorregulação, o controle da umidade, defesa e proteção (Jones & Oldroyd, 2006; Slaa, 2006).

A temperatura e a pluviosidade são principais fatores que condicionam a atividade das abelhas sem ferrão, e cuja tolerância varia geralmente de acordo com o tamanho da abelha. Em relação à temperatura, abelhas maiores como as do gênero *Melipona*, conseguem se ativar sob temperaturas mínimas próximas aos 11°C, enquanto abelhas de menor tamanho como *Friesella*, requerem ao menos 20°C (Grüter, 2020). As temperaturas superiores, entre 30°C a 35°C, podem limitar a atividade de abelhas como *Melipona*, que estão entre as mais tolerantes (Freitas et al., 2023; dos Santos et al., 2026). Em relação à temperatura interna do ninho, as condições ideais são entre 28°C a 34°C, temperaturas fora desse intervalo podem desencadear

alterações na reprodução das abelhas e no desenvolvimento das larvas (Benetti & Aranda, 2026; dos Santos et al., 2026).

No que tange à pluviosidade, as fortes chuvas interrompem completamente a atividade externa das abelhas, e aumentam o risco de acumulação de água e de umidade do ninho, limitando o forrageio e acumulação de alimento (Freitas et al., 2023; Robinson & Baudier, 2024). No entanto, em ecossistemas mais secos, as chuvas disparam a floração e coincidem com uma intensa atividade de forrageio para garantir as reservas de alimento na época seca, quando ocorre menor disponibilidade de recursos e maiores temperaturas (Hrncir et al., 2019; Benetti & Aranda, 2026).

Nos ecossistemas naturais, os ninhos são estabelecidos em estruturas específicas, fundamentalmente em cavidades pré-existentes, em árvores vivas ou mortas, mas também em outros substratos como o solo, em rachaduras de rochas, nas raízes das árvores, raízes de epífitas em galhos de árvores ou ninhos de formigas e cupins (Lichtenberg et al., 2017). Alguns desses ninhos podem ser parcial ou totalmente expostos, como é o caso de espécies com comportamento defensivo de gêneros como *Trigona*, *Tetragonisca*, *Partamona* e *Paratrigona* que saem imediatamente do ninho em comportamento defensivo quando são perturbadas (Roubik, 2006).

Embora as cavidades arbóreas sejam um substrato importante na ecologia de nidificação destas abelhas, sabe-se pouco sobre os processos responsáveis pela sua formação (Remm & Löhmus, 2011; Cockle et al., 2012). Mas, em termos gerais, estes processos estão relacionados a uma combinação de danos mecânicos causados por fogo ou vento, e/ou atividade de outros animais como cupins ou aves. As cavidades também podem decorrer de decomposição fúngica gradual, favorecida por condições quentes e úmidas, como no caso dos ecossistemas tropicais (Vinueza-Hidalgo et al., 2024).

A densidade da madeira e a taxa de crescimento da árvore são fundamentais, pois em espécies pioneiras as cavidades podem aparecer e desaparecer rapidamente pela baixa durabilidade da madeira. No entanto, em árvores de crescimento lento com madeira densa, as cavidades desenvolvem-se em idades muito mais avançadas e podem persistir por mais tempo, podendo levar centenas de anos para seu desenvolvimento (Cockle et al., 2017).

É assim que os recursos de nidificação se relacionam com a estrutura da vegetação e o estágio sucessional das florestas, favorecidos pela presença de árvores de grande porte

capazes de fornecer cavidades adequadas (Eltz et al., 2003; Michener, 2007; Arena et al., 2018). Portanto, mudanças na estrutura florestal decorrentes de perturbação ou restauração podem influenciar profundamente a disponibilidade desses lugares.

Estudos relacionados a essa temática têm se orientado a pesquisar processos de colonização e dinâmica de ocupação, utilizando ninhos-isca como ferramenta para tal finalidade. Oliveira et al. (2013) reforçam a efetividade do uso de ninhos-isca feitos a partir de garrafas PET para a obtenção de colônias e o estudo da dinâmica populacional das abelhas.

Silva et al. (2014) observaram que a composição de espécies varia significativamente entre florestas em estágios iniciais e avançados de regeneração, destacando a ocupação das iscas por *Tetragonisca angustula*, e concluem que o uso de iscas permite a análise da capacidade de suporte de habitats em restauração. Arena et al. (2018) afirmam que há uma clara preferência das abelhas por ocupar ninhos-isca localizados no núcleo dos fragmentos em comparação com as bordas, e pontuam que os ninhos-isca podem mitigar a escassez de cavidades naturais em paisagens fragmentadas e otimizar a dispersão das abelhas.

Ao oferecer cavidades artificiais padronizadas, esses ninhos-isca permitem avaliar a resposta das abelhas a recursos suplementares e documentar diferentes aspectos relacionados com a nidificação. Por outro lado, os levantamentos de ninhos em substratos naturais aportam informação sobre padrões de uso dos recursos efetivamente disponíveis no ambiente.

Nesse sentido, alguns estudos como o de Batista et al. (2003) compara a presença de ninhos em substratos naturais em áreas de floresta estruturada, em recuperação e degradada, e reportam que a floresta em recuperação apresentou o menor número de ninhos e espécies, relacionado à simplificação da estrutura florestal, uma vez que árvores jovens frequentemente não possuem cavidades necessárias. Da Silva Correia et al. (2016) também apontam que a densidade de colônias em determinadas áreas está relacionada com a presença ou ausência de substratos adequados. Silva et al. (2021) afirmam que as colônias de abelhas sem ferrão são longevas e apresentam baixa taxa de reposição populacional nos ambientes naturais.

Outros estudos reportam preferências das abelhas por árvores vivas e maduras, com DAP maiores de 30 cm (Serra et al., 2009; Siqueira et al., 2012), alta nidificação em espécies arbóreas específicas (da Costa Macedo et al., 2021) e preferências por condições ambientais particulares por algumas espécies de abelhas sem ferrão (Silva & Ramalho, 2016). Em termos gerais, as duas metodologias (ninhos-isca e busca ativa de ninhos em substratos naturais)

capturam dimensões distintas e complementares do processo ecológico da nidificação das abelhas sem ferrão.

Na Mata Atlântica, um dos *hotspots* globais de biodiversidade (Marques et al., 2021), é particularmente relevante compreender como as comunidades de abelhas respondem a paisagens em restauração, principalmente em relação à disponibilidade natural de recursos de nidificação e dinâmica de ocupação. Este contexto torna-se ainda mais importante dado o histórico de fragmentação e os amplos esforços de recuperação em curso no bioma (Pacto pela Restauração da Mata Atlântica, 2023; SOS Mata Atlântica, 2025).

Neste capítulo avaliamos como áreas de floresta e áreas em restauração diferem quanto à disponibilidade de sítios naturais de nidificação e à ocupação de ninhos-isca por abelhas sem ferrão. Especificamente, buscamos: (i) analisar a dinâmica da ocupação no tempo dos ninhos-isca entre áreas; (ii) explorar possíveis relações da ocupação dos ninhos-isca com fatores climáticos; e (iii) comparar a abundância e distribuição de ninhos em substratos naturais entre floresta e restauração.

Partimos de três hipóteses principais: (1) a ocupação de ninhos-isca é maior em floresta, por ter maior disponibilidade local de colônias-fonte; (2) a ocupação varia com as condições climáticas, apresentando relação positiva com a temperatura, dentro do intervalo de atividade das abelhas sem ferrão (entre 20°C e 30°C), e relação negativa com a pluviosidade; e (3) a abundância de ninhos em substratos naturais varia com a complexidade estrutural da vegetação e a disponibilidade de nichos, sendo esperado que as áreas de floresta apresentem maior abundância de ninhos em substratos naturais, devido à maior complexidade estrutural da vegetação e maior disponibilidade de nichos de nidificação do que áreas em restauração.

1.2 Materiais e Métodos

1.2.1 Áreas de estudo

O estudo foi realizado em fragmentos de floresta nativa ombrófila densa e em áreas de restauração ativa localizadas no Parque Ecológico Mico-Leão-Dourado, município de Silva Jardim, que pertence à Área de Proteção Ambiental (APA) da Bacia do Rio São João/Mico-Leão-Dourado, na região centro-leste do Estado do Rio de Janeiro (Figura 1.1). Essas áreas fazem parte do ecossistemas da Mata Atlântica, bioma estratégico para o país e para o mundo

devido à sua elevada biodiversidade e alto grau de endemismo (Carvalho et al., 2008; Pereira, 2009).

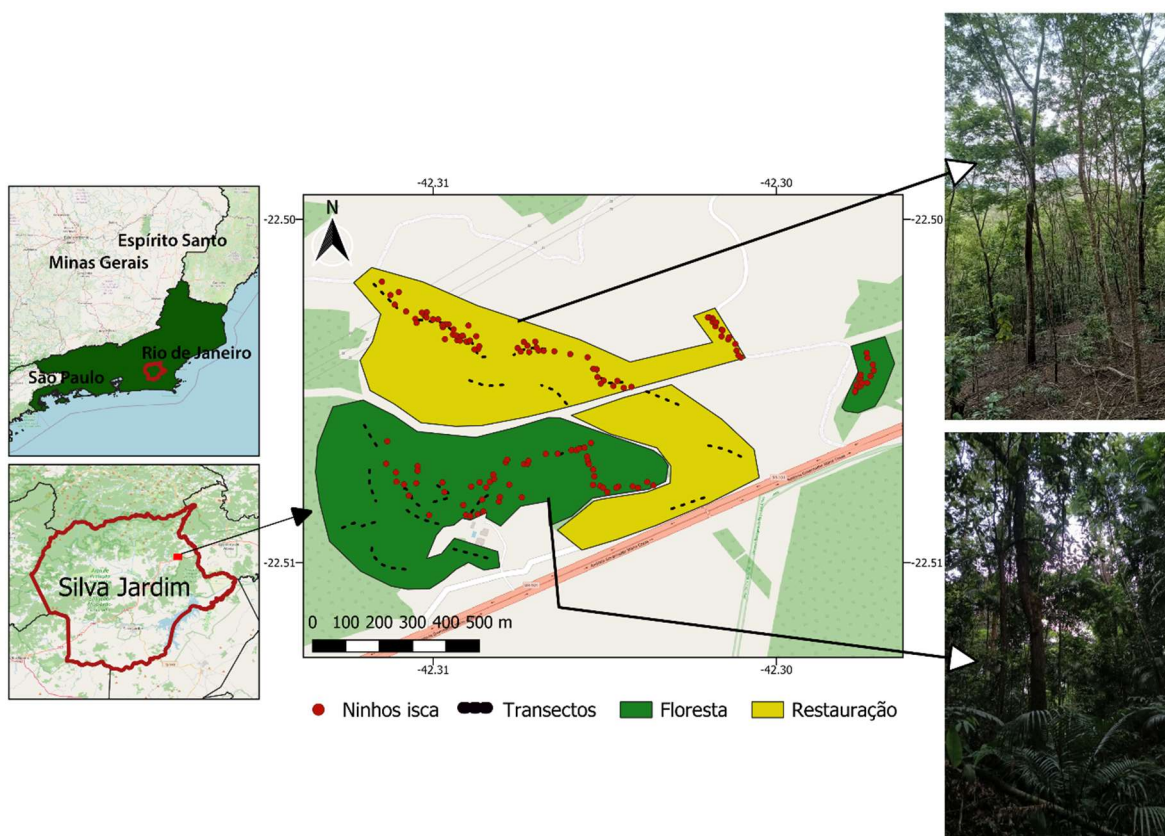


Figura 1.1. Área de estudo e localização dos 20 transectos (linhas tracejada em preto) de busca de ninhos em substratos naturais e pontos de instalação dos 132 ninhos-isca (pontos em vermelho), em áreas de floresta e restauração no Parque Ecológico Mico-Leão-Dourado, município de Silva Jardim, RJ.

O parque conta com uma área total de aproximadamente 151 hectares, sendo que cerca 50 ha são de floresta ombrófila densa e pouco mais de 100 ha estão em processo de restauração (Aroeira et al., 2020). Desta última área, 96,76 ha correspondem a áreas de restauração ativa, onde foram plantadas, entre 2018 e 2021, mais de 130 mil plantas de 96 espécies, e 6,42 ha correspondem à regeneração natural, sendo uma área que foi abandonada para que a restauração ocorra naturalmente sem intervenção humana (Freitas, 2021). O parque conta com diversas trilhas e vias de acesso que facilitam o deslocamento ao interior das áreas e do parque no geral.

Estas áreas apresentam uma vegetação predominantemente arbórea, com árvores que ultrapassam os 10 metros de altura e, particularmente na floresta, ultrapassam no geral, os 30 metros. As áreas de restauração eram principalmente pastagens utilizadas para alimentar gado, prática que ainda hoje existe em fazendas próximas ao redor do parque.

O relevo da área apresenta pequenos morros, portanto, variados declives, podendo alguns serem muito íngremes, o que condiciona a mobilidade ao interior dos fragmentos. O parque também contém áreas de brejo, além de alguns riachos que aumentam seu nível e fluxo durante os períodos chuvosos.

Este estudo foi conduzido principalmente nas áreas em processo de restauração de plantios iniciados entre 2018 e 2019, com aproximadamente 7 e 8 anos. As amostragens foram feitas em 37,45 ha de floresta e 41,48 ha de restauração.

1.2.2 Delineamento amostral

1.2.2.1 Ocupação de ninhos-isca por abelhas sem ferrão

Foram dispostos 132 ninhos-isca a partir de diferentes trilhas pré-existentes nas áreas de floresta e restauração. A distribuição dos ninhos-isca não seguiu uma distância fixa, pois dependeu da disponibilidade e da adequação dos locais de fixação, embora a distância média até o ninho-isca mais próximo foi de 18 metros (mínimo = 2,7 m, máximo = 87,5 m). Os pontos de instalação podem ser visualizados no mapa da área de estudo (Figura 1.1). Os ninhos-isca foram distribuídos em números iguais (66 ninhos-isca por área), em três eventos de instalação (Tabela 1.1). Os ninhos-isca foram amarrados nos troncos das árvores em alturas aproximadas de um metro e meio acima do nível do solo.

Tabela 1.1. Datas de instalação e número de ninhos-isca instalados em áreas de floresta e restauração no Parque Ecológico Mico-Leão-Dourado, município de Silva Jardim, RJ.

Evento de instalação	Floresta	Restauração	Total
28/11/2024 (I)	30	30	60
19/02/2025 (II)	15	15	30
10/07/2025 (III)	21	21	42
Total	66	66	132

Os ninhos-isca foram confeccionados com garrafas plásticas (de polietileno tereftalato-PET) de 2,25L, cobertas com jornal e plástico preto (Figura 1.2), a fim de isolar e escurecer o interior para proporcionar um ambiente adequado para o estabelecimento das colônias, adaptado de Arena et al. (2018). Foi aplicada uma solução atrativa dentro das garrafas, feita com própolis diluído em álcool numa proporção 1:1, no momento da instalação e sendo reaplicada em cada inspeção.

De maneira complementar, foram instalados 8 ninhos-isca de 5L, 4 na área de floresta e 4 na área de restauração, em julho/2025.



Figura 1.2. Estágios da preparação de ninhos-isca utilizados neste trabalho; (A) Garrafa de plástico com entrada virada na horizontal; (B) Garrafa coberta com jornal; (C) O conjunto anterior coberto com plástico preto e um bico adicionado à boca da garrafa para facilitar a entrada das abelhas; (D) Ninho-isca foi disposto no campo.

Os ninhos-isca foram revisados a cada dois meses, entre janeiro de 2025 e março de 2026. A inspeção correspondente a janeiro de 2026 não foi feita por questões climáticas da região, que dificultaram a logística na área de estudo. Os ninho-isca permaneceram sob acompanhamento por até 468 dias (Evento I), 385 dias (Evento II) e 244 dias (Evento III).

Em cada inspeção foi registrado o estado de cada ninho-isca (vazio/ocupado). Quando ocupado, registrava-se a identidade do ocupante, distinguindo abelhas, formigas, vespas, aranhas e grilos, sendo estas últimas três categorias agrupadas e nomeadas daqui em diante como “outros ocupantes”. Dessa forma, acompanharam-se as mudanças de estado ao longo do tempo, as quais são descritas por meio de matrizes de transição, obtendo probabilidades de ocupação, persistência, perda e substituição de ocupantes.

No caso das abelhas sem ferrão, quando necessário (isto é, quando a espécie não podia ser identificada com segurança apenas por observação visual no campo), coletaram-se alguns espécimes para confirmação da identidade taxonômica da colônia. Todos os indivíduos capturados foram depositados na Coleção de Abelhas e outros Polinizadores da UENF (ABUENF).

Algumas colônias capturadas foram transferidas para caixas de criação racional, a fim de permitir o desenvolvimento de outras pesquisas e práticas de educação ambiental nos sítios onde foram capturadas.

1.2.2.2 Variáveis climáticas

Foram tomados os dados de pluviosidade mensal e temperaturas médias diárias da estação meteorológica de Silva Jardim (RJ) no banco de dados meteorológicos do INMET para o período de 1 de novembro de 2024 até o 31 de março de 2026 (Instituto Nacional de Meteorologia, 2026).

Quando não foram encontrados dados dessas variáveis na estação de Silva Jardim para períodos entre as datas especificadas, foram usados dados da estação Araruama-Monteiros (RJ) como complemento, por ser a estação mais próxima e com condições climáticas similares a estação de Silva Jardim.

1.2.2.3 Ninhos de abelhas sem ferrão em substratos naturais

A busca de ninhos em substratos naturais foi realizada, durante 7 dias no mês de dezembro de 2025. Foram estabelecidos, a partir de trilhas já existentes, 20 transectos de 100 m de comprimento por 10 m de largura (5 m para cada lado a partir da borda da trilha), com uma separação mínima de 50 metros entre eles, cobrindo 26,5 % da área total do parque (40 ha). A escolha dos sítios foi feita considerando condições de acesso, priorizando locais onde foram instalados ninhos-isca e procurando cobrir a maior área total possível das áreas estudadas.

Cada transecto foi percorrido pelo autor deste trabalho, que inspecionou base, tronco e galhos das árvores, além do solo, ninhos de formigas e cupins. Procurou-se por entradas ou tubos característicos de cera, barro e/ou resinas construídos pelas abelhas, assim como

padrões de coloração que permitissem inferir a presença de ninhos sem estruturas externas facilmente visíveis. Da mesma forma, procuraram-se abelhas em voo próximas a potenciais locais como sinal da presença de ninhos. Foram usados binóculos para a observação das partes mais altas das árvores. O tempo dedicado a cada transecto foi proporcional ao esforço necessário para inspecionar todas as árvores e potenciais locais de nidificação presentes nos memos.

Quando um ninho era encontrado, era georreferenciado e foram tomadas medidas de variáveis como: a circunferência à altura do peito (CAP) da árvore, medida a 1,30 m a partir da base do tronco com o auxílio de uma trena, para o cálculo posterior do diâmetro à altura do peito (DAP).

A altura da entrada do ninho em relação ao solo foi medida conforme a sua posição: para ninhos localizados até 2 m de altura, utilizou-se uma trena; para aqueles situados entre 2 e 6 m, empregou-se uma vara extensora de 4 m, cuja extensão, somada à altura do observador, permitiu o alcance direto. Ninhos situados acima de 6 m tiveram sua altura estimada visualmente, utilizando a própria vara extensora como referência de escala.

Por fim, a porcentagem de cobertura do dossel no ponto de ocorrência do ninho foi estimada por meio de fotografias digitais processadas *in loco* utilizando dois aplicativos de smartphone: Canopy Cover (Easlon, 2024) e Canopy Capture (Patel, 2020), que estimam a porcentagem de área verde e a interceptação de luz. Para a captura das imagens, o pesquisador posicionava-se exatamente em frente ao ninho (para ninhos mais baixos) ou imediatamente abaixo dele (para ninhos mais altos), com o smartphone posicionado paralelo ao solo. O valor final de cobertura do dossel utilizado para cada ponto consistiu na média aritmética das estimativas geradas pelos dois aplicativos.

Outras notas também eram tomadas sobre características associadas, como formato da entrada do ninho, sua localização em cavidade ou exposto e, quando exposto, se estava associado a estruturas específicas da árvore, como forquilhas e bifurcações, ou com plantas epífitas.

Sempre que foi possível, coletaram-se indivíduos para a confirmação taxonômica da espécie de abelha. Os exemplares coletados foram depositados na Coleção de Abelhas e outros Polinizadores da UENF (ABUENF).

A identificação das árvores foi feita *in situ*, com ajuda de especialistas e o uso de binóculos e câmera fotográfica. Quando flores e frutos estavam ausentes foram feitas observações das folhas e sua disposição, da casca externa, da presença de exsudados, assim como foram avaliados odores de partes da planta como folhas e casca. Quando as árvores tinham flores ou frutos, e eram acessíveis, foram tomadas amostras e feitas exsicatas posteriormente depositadas no herbário da UENF (HUENF).

1.2.3 Análises estatísticas

As análises estatísticas foram conduzidas separadamente para os dados de ninhos em substratos naturais e ninhos-isca, considerando as diferenças no delineamento amostral, escala temporal e natureza das variáveis obtidas em cada abordagem.

1.2.3.1 Ocupação dos ninhos-isca

A ocupação foi avaliada por análise de sobrevivência (Ma, 2021), considerando cada ninho-isca como uma unidade amostral e o tempo (em dias) desde a data de instalação até o primeiro evento de ocupação como variável resposta. Nesse sentido, curvas de Kaplan–Meier (Rebasa, 2005) foram utilizadas para descrever a probabilidade de permanência dos ninhos-isca sem ocupação ao longo do tempo, comparativamente entre áreas. As diferenças entre curvas foram avaliadas utilizando o teste de log-rank (Kleinbaum & Klein, 2012).

A análise de sobrevivência através das curvas Kaplan–Meier é adequada para esse tipo de dado, porque permite incorporar simultaneamente ninhos-isca colonizados e ninhos-isca não colonizados até o final do seu monitoramento, evitando perda de informação temporal e permitindo comparar diferenças na velocidade de ocupação entre grupos.

Na interpretação das curvas de sobrevivência, as quedas indicam ocupação no período correspondente, e segmentos horizontais representam intervalos de tempo sem o registro de novas ocupações. Consequentemente, a maior aproximação geral da curva em relação ao eixo x indica uma taxa de ocupação mais rápida.

Para avaliar a influência da área e evento de instalação na taxa de ocupação, ajustou-se um modelo de riscos proporcionais de Cox, que é um método semiparamétrico que permite estimar curvas de sobrevivência considerando simultaneamente diversas variáveis

explicativas para entender como múltiplos fatores (e não apenas um) influenciam a ocupação das iscas (Cox, 1972; Therneau & Grambsch, 2000).

Os valores de Hazard Ratio (HR) associados a este modelo de Cox podem ser interpretados da seguinte maneira: $HR = 1$: Não há diferença entre os grupos. $HR > 1$: O evento (ocupação) ocorre mais rapidamente ou com maior frequência no grupo avaliado em comparação com o grupo de referência. $HR < 1$: O evento (ocupação) ocorre mais lentamente ou com menor frequência no grupo avaliado em comparação com o grupo de referência. Neste caso, as categorias adotadas como referência foram o ambiente de "Floresta" (para a variável Área) e o "Evento I" (para a variável Evento de instalação).

1.2.3.2 Efeitos climáticos na ocupação

A relação entre taxa de ocupação e variáveis climáticas foi avaliada de forma exploratória utilizando correlações de Spearman, por se tratar de um conjunto reduzido de observações temporais e de relações não lineares entre as variáveis (Zar, 2010).

Na análise foram utilizados exclusivamente os dados dos ninhos-isca do primeiro evento de instalação (Evento I). Essa estratégia foi necessária para manter o número de ninhos-isca disponíveis constante ao longo de todo o estudo, eliminando o fator de confusão que seria gerado pela incorporação progressiva e posterior dos Eventos II e III, utilizando a inspeção de monitoramento como unidade de análise (7 inspeções). Foi calculada a taxa de ocupação a partir da proporção de ninhos-isca vazios previamente disponíveis que foram ocupados por abelhas na inspeção subsequente; e a taxa de perda, calculada a partir da proporção de ninhos-isca previamente ocupados por abelhas que passaram a apresentar estado vazio na inspeção seguinte.

Foram consideradas a temperatura média e a precipitação acumulada nos 50 dias anteriores a cada inspeção, evitando-se a sobreposição temporal entre os períodos avaliados. Adicionalmente, foi realizada uma análise de sensibilidade com o objetivo de avaliar a robustez dos padrões observados.

1.2.3.3 Ninhos de abelhas sem ferrão em substratos naturais

A disponibilidade observada de sítios naturais de nidificação foi avaliada a partir da distribuição de ninhos registrados ao longo dos transectos amostrados em áreas de floresta e restauração. O transecto foi utilizado como unidade amostral, considerando o número de ninhos registrados em cada unidade como medida de abundância.

Diferenças no número de ninhos por transecto entre áreas foram avaliadas por meio do teste não paramétrico de Wilcoxon. Este teste é empregado para comparar dados entre grupos independentes que não atendem aos pressupostos de normalidade e homogeneidade de variâncias (Crawley, 2012).

A proporção de transectos onde foram localizados ninhos em substratos naturais foi comparada entre áreas utilizando o teste exato de Fisher. Esse teste é apropriado para tabelas de contingência com baixas frequências esperadas e pequeno tamanho amostral, sendo recomendado em substituição ao teste qui-quadrado nessas condições (Gotelli & Ellison, 2013).

Para as três espécies de abelhas mais abundantes (n° ninhos ≥ 3), avaliaram-se as diferenças na estratégia de nidificação (tipo de ninho) através do teste exato de Fisher.

Todas as análises estatísticas foram realizadas utilizando a linguagem de programação R (R Core Team, 2025) através do ambiente de desenvolvimento integrado RStudio (Posit Team, 2026).

1.3 Resultados

1.3.1 Dinâmica de ocupação dos ninhos-isca

1.3.1.1 Taxa de ocupação e composição das espécies ocupantes

Ao longo do estudo, foram ocupados 56 ninhos-isca por abelhas, o que equivale a 42,4% do total instalado, sendo 25% na floresta e 17,4% na restauração. Na última inspeção (março 2026), persistiram 40 ninhos-isca de abelhas do total, o que representou 30,3% de ocupação efetiva no final do estudo. As formigas ocuparam 37 ninhos-isca (28%) e os outros ocupantes ocuparam 44 (33,3%) ao longo do estudo.

Considerando apenas a primeira ocupação de cada ninho-isca por abelhas, foram registradas *Tetragonisca angustula* (Latreille, 1811) e *Scaptotrigona xanthotricha* Moure,

1950, sendo a primeira espécie a mais abundante nas duas áreas, com 29 ninhos-isca ocupados na floresta (43,9%) e 16 na restauração (24,2%). No entanto, ao considerar todas as transições observadas entre inspeções consecutivas, outras espécies também foram registradas, refletindo ocupações secundárias e mudanças posteriores no estado dos ninhos-isca ao longo do monitoramento. Estas foram *Lestrimelitta* sp1. em floresta, e *Lestrimelitta* sp2. e *Tetragona clavipes* (Fabricius, 1804) em restauração (Tabela 1.2).

Nos ninhos-isca de 5L instalados de forma complementar foram capturadas 6 colônias de *T. angustula* (4 na floresta e 2 na restauração) e uma colônia de *Melipona quadrifasciata* Lepeletier, 1836 na restauração.

Nesse sentido, na restauração foi capturado maior número de espécies (5) em relação à floresta (3).

A dinâmica geral de ocupação dos ninho-isca variou ao longo do período de monitoramento entre floresta e restauração (Figura 1.3). Em ambas áreas se observou aumento gradual do número de ninho-isca ocupados por abelhas até a quinta inspeção, e posteriormente esse aumento continuou na floresta, enquanto na restauração houve uma diminuição. As formigas e outros ocupantes apresentaram aumento na abundância ao longo das inspeções na restauração, enquanto na floresta foi menor.

Tabela 1.2. Espécies de abelhas sem ferrão e número de ninhos-isca ocupados em garrafas de 2,25L e 5L nas áreas de floresta e restauração no Parque Ecológico Mico-Leão-Dourado, município de Silva Jardim, RJ.

Espécie	Nº iscas ocupadas	
	Floresta	Restauração
<i>Tetragonisca angustula</i> (Latreille, 1811)	29	16
	4 (5L)	2 (5L)
<i>Scaptotrigona xanthotricha</i> Moure, 1950	4	7
<i>Lestrimelitta</i> sp1. (Ocupante anterior <i>S. xanthotricha</i>)	1	-
<i>Lestrimelitta</i> sp2. (Ocupante anterior <i>T. angustula</i>)	-	1
<i>Tetragona clavipes</i> (Fabricius, 1804) (Ocupante anterior <i>T. angustula</i>)	-	1
<i>Melipona quadrifasciata</i> Lepeletier, 1836	-	1 (5L)

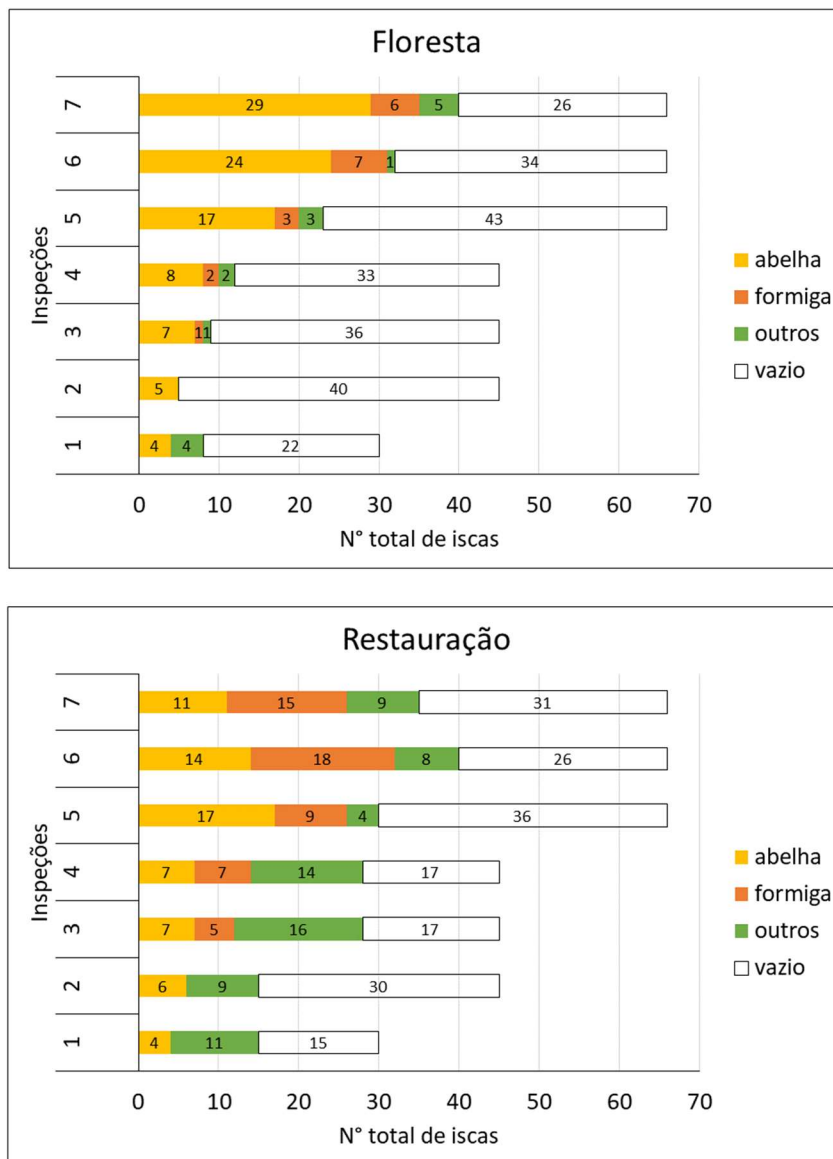


Figura 1.3. Variação temporal da ocupação dos ninhos-isca por diferentes ocupantes ao longo das inspeções em áreas de floresta e restauração no Parque Ecológico Mico-Leão-Dourado, município de Silva Jardim, RJ.

As curvas de Kaplan–Meier (Figura 1.4) avaliadas pelo teste de log-rank não apresentaram diferença significativa no tempo de ocorrência da ocupação dos ninho-isca entre floresta e restauração ($\chi^2 = 3,1$; gl = 1; $p = 0,077$).

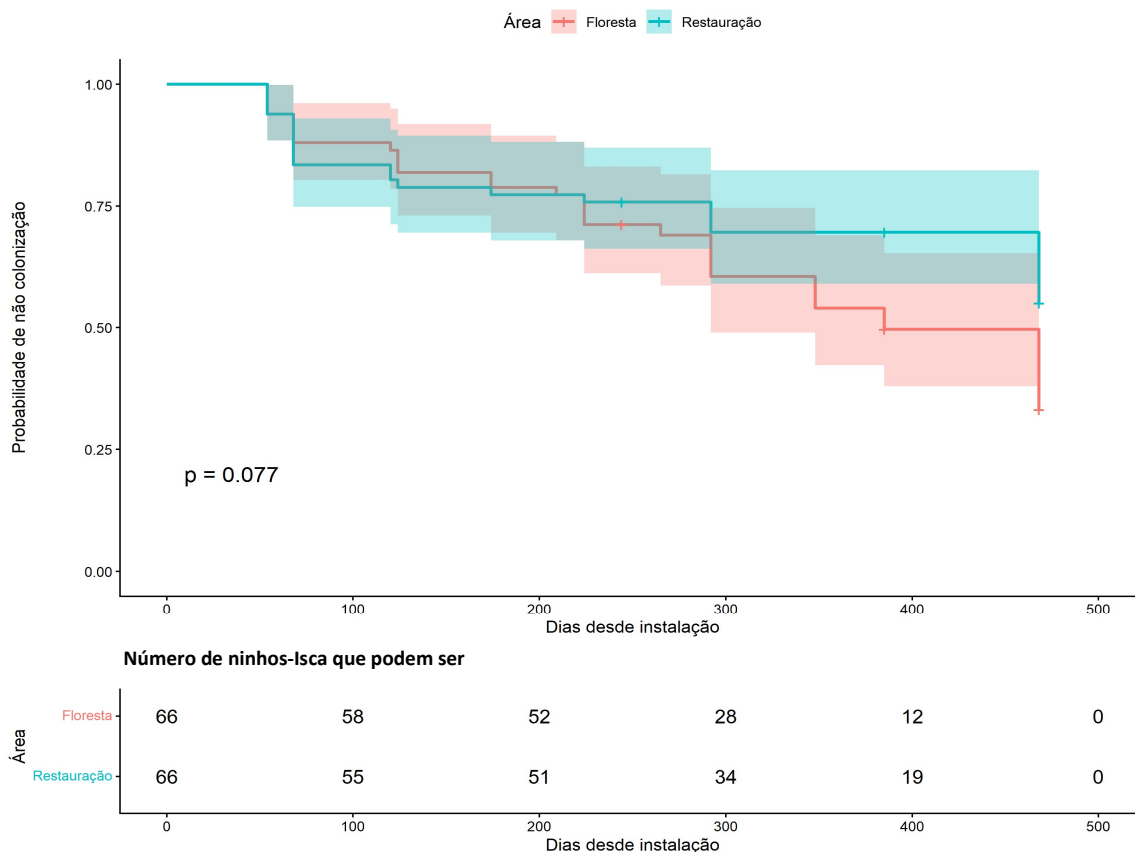


Figura 1.4. Curvas de Kaplan-Meier representando o tempo de ocorrência da ocupação dos ninhos-isca nas áreas de floresta e restauração. Os símbolos "+" nas linhas indicam as diferenças temporais nos eventos de instalação dos ninho-isca, porém os ninhos-isca não colonizados até esse ponto, saem do monitoramento, o que se reflete na tabela inferior, que corresponde as armadilhas que ainda poderiam registrar a primeira colonização ao longo dos dias em que estiveram em campo.

O modelo de riscos proporcionais de Cox indicou redução significativa na velocidade de ocupação dos ninho-isca do evento de instalação II em relação aos do evento de instalação I. Não houve diferenças significativas na velocidade de ocupação dos ninhos-isca do evento III em relação ao evento I, nem entre áreas de floresta e restauração (Tabela 1.3).

Tabela 1.3. Efeitos da área (floresta/restauração) e do evento de instalação (I, II e III) sobre a velocidade de ocupação dos ninho-isca, estimados por modelos de riscos proporcionais de Cox (HR: hazard ratio ou razão de risco; IC95%: intervalo de confiança de 95%).

Variável	Comparação	HR	IC95%	p
Área	Restauração vs Floresta	0,62	0,36–1,06	0,083
Evento de instalação	II vs I	0,21	0,07–0,59	0,003
Evento de instalação	III vs I	1,26	0,64–2,48	0,512

1.3.1.2 Dinâmica de transições e persistência das colônias

As matrizes de transição evidenciaram elevada permanência dos estados entre inspeções consecutivas, destacando a alta probabilidade do estado vazio em relação a probabilidade de ocupação dos ninhos-isca por abelhas, formigas e outros ocupantes (Figura 1.5). Como as transições cruzadas entre os diferentes grupos de ocupantes ocorreram com baixíssima frequência (probabilidades < 5% na maioria dos casos), elas foram omitidas da Figura 1.5 para facilitar a visualização.

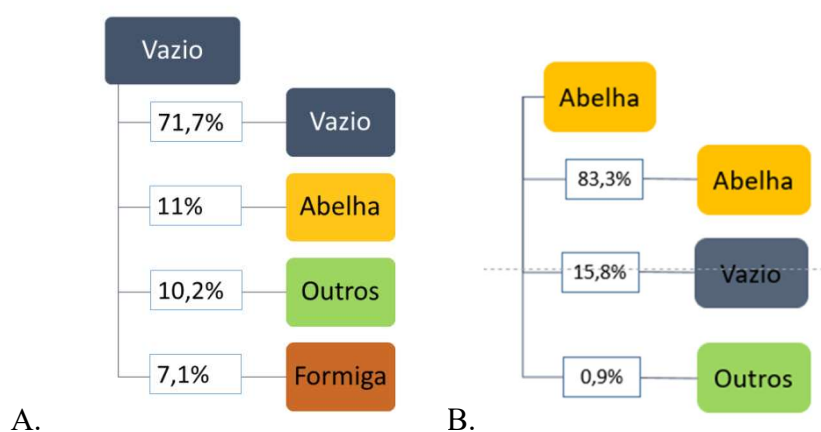


Figura 1.5. Principais probabilidades de transição de ocupação observadas entre inspeções consecutivas nos ninhos-isca. **A.** Probabilidades de transição a partir de ninho-isca vazios. **B.** Principais probabilidades de transição a partir de ninhos-isca ocupadas por abelhas. Outros ocupantes: vespas, aranhas e grilos.

A perda das colônias de abelhas esteve relacionada principalmente ao aumento da umidade dentro do ninho-isca, à entrada de água e à queda dos próprios ninhos-isca; estas duas últimas causadas pela queda constante de árvores e galhos, que aumentou durante os períodos chuvosos, particularmente na área de restauração.

Foram encontrados 18 ninhos-isca caídos no chão ao longo do estudo; destes, três foram encontrados com sinais de perturbação, incluindo danos nas coberturas de plástico, no papel e/ou nas garrafas e entradas. Além disso, ao menos sete ninhos-isca foram encontrados com água da chuva em seu interior.

As colônias transferidas para caixas (12) foram em sua totalidade de *T. angustula*. Os ninhos-isca com as colônias apresentaram alta umidade e acúmulo de água na parte de baixo, uma delas estava totalmente mofada e só tinha uns poucos indivíduos. Outras, além da umidade, também continham larvas, possivelmente mosca do gênero *Hermetia* Latreille, 1804 (Figura 1.6)

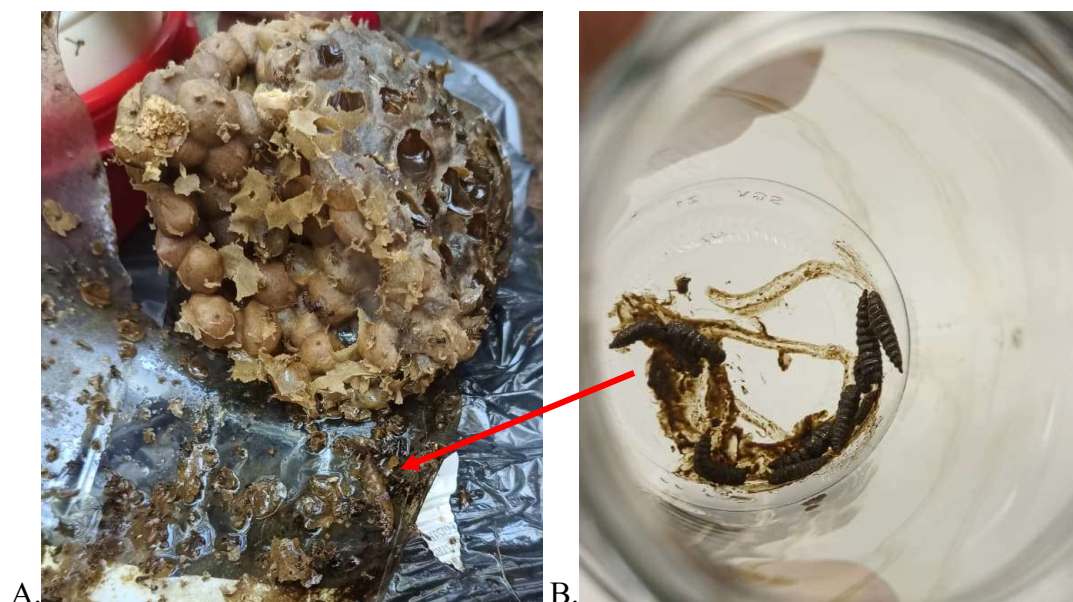


Figura 1.6. Colônia de *T. angustula* transferida para caixa de cria racional. A) Larva ao interior do ninho-isca com a colônia de *T. angustula*. B) Larvas extraídas dos ninho-isca infestados.

1.3.1.3 Influência climática sobre a ocupação dos ninhos-isca por abelhas sem ferrão

Foram registradas altas taxas de ocupação em julho e setembro de 2025, período associado às menores temperaturas médias observadas no estudo. Nesse mesmo intervalo também ocorreram altas taxas de perda, especialmente em julho de 2025. Em março de 2026, foram observadas simultaneamente altas taxas de ocupação e perda (Tabela 1.4).

Tabela 1.4. Taxa de ocupação, taxa de perda e variáveis climáticas associadas às inspeções de monitoramento do evento de instalação I (60 ninhos-isca) (T. 50 d: temperatura média dos 50 dias anteriores em °C; P. 50 d: precipitação acumulada dos 50 dias anteriores em mm), de ninhos-iscas para abelhas sem ferrão (Apidae, Meliponini) no Parque Mico-Leão-Dourado, RJ

Inspeção	Novas ocupações	Taxa ocupação	Perdas	Taxa perda	T.50 d	P. 50 d
Jan/2025	8	0,133	0	—	25,6	213
Mar/2025	3	0,058	0	0	27,1	108
Mai/2025	3	0,061	0	0	23	222
Jul/2025	5	0,109	4	0,286	20	103
Set/2025	7	0,171	1	0,067	20,2	63
Nov/2025	3	0,088	1	0,046	22,3	196
Mar/2026	6	0,258	6	0,231	25,3	721

As correlações de Spearman entre a taxa de ocupação e a temperatura foram negativas ($\rho = -0,25$), indicando que temperaturas mais baixas se associaram a maiores taxas de ocupação. Após a exclusão da última inspeção (março de 2026), que registrou o maior valor de precipitação acumulada (721 mm), a associação negativa com a temperatura média tornou-se mais evidente ($\rho = -0,54$). Em contraste, a correlação com a precipitação mostrou-se inicialmente baixa e positiva ($\rho = 0,11$) considerando todas as inspeções, embora tenha apresentado uma associação negativa ($\rho = -0,43$) quando a última inspeção foi removida.

1.3.2 Abundância e distribuição espacial dos ninhos em substratos naturais

Foram registrados 34 ninhos em substratos naturais de nove espécies de abelhas sem ferrão ao longo dos 20 transectos amostrados (Tabela 1.5; Figura 1.7), dos quais 31 ninhos

ocorreram em nove dos 10 transectos na floresta e apenas três ninhos foram encontrados em três dos 10 transectos na restauração. Essa frequência de ocorrência de ninhos foi significativamente menor nos transectos da restauração (teste exato de Fisher, $p = 0,0198$). Na floresta, o número médio de ninhos por transecto foi 3,1 (mediana = 3; amplitude = 0 a 8), enquanto na restauração foi 0,3 (mediana = 0; amplitude = 0 a 1) apresentando diferença significativa entre áreas em relação ao número de ninhos por transecto (teste de Wilcoxon, $W = 89$, $p = 0,0023$).

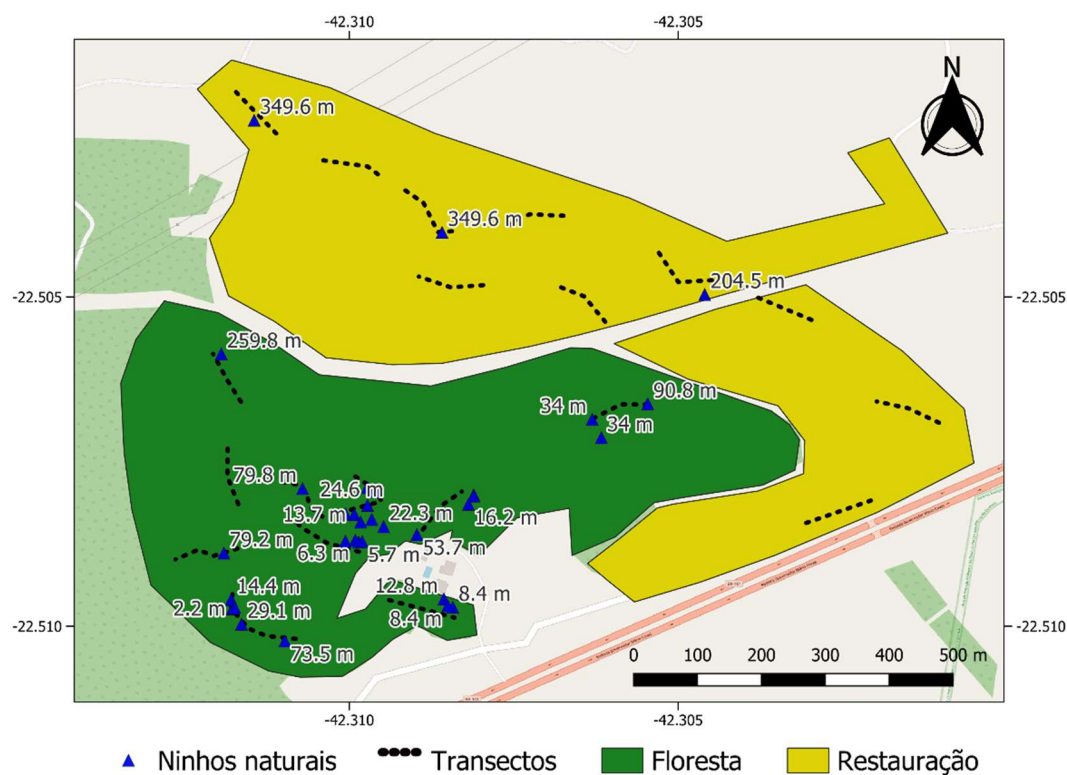


Figura 1.7. Pontos de ocorrência dos ninhos em substratos naturais amostrados nos transectos das áreas de floresta e restauração no Parque Ecológico Mico-Leão-Dourado. Os números legendas ao lado dos triângulos azuis indicam a distância mínima em metros (m) do ninho mais próximo.

Tabela 1.5. Abelhas sem ferrão (Apidae, Meliponini) encontradas em ninhos estabelecidos em substratos naturais, amostrados em 20 transectos em áreas de floresta e restauração no Parque Ecológico Mico-Leão-Dourado, RJ.

Espécie	Área	Tipo de ninho	Número de ninhos	Espécie arbórea hospedeira dos ninhos
<i>Melipona quadrifasciata</i> Lepeletier, 1836	Floresta	Cavidade	1	não identificada (morta)
<i>Nannotrigona testaceicornis</i> (Lepeletier, 1836)	Floresta	Cavidade	1	<u>Moraceae</u> : <i>Ficus clusiifolia</i> Schott
<i>Partamona</i> sp.	Floresta / Restauração	Exposto	12	<u>Annonaceae</u> : <i>Annona dolabripetala</i> Raddi <u>Bignoniaceae</u> : <i>Sparattosperma leucanthum</i> (Vell.) K.Schum. <u>Fabaceae</u> : <i>Bauhinia</i> sp., <i>Samanea tubulosa</i> (Benth.) Barneby & J.W.Grimes <u>Melastomataceae</u> : <i>Pleroma granulosum</i> (Desr.) D. Don <u>Meliaceae</u> : <i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer <u>Moraceae</u> : <i>Ficus clusiifolia</i> Schott -não identificada (morta).
<i>Scaptotrigona xanthotricha</i> Moure, 1950	Floresta	Cavidade / Exposto	8	<u>Anacardiaceae</u> : <i>Tapirira guianensis</i> Aubl. <u>Bignoniaceae</u> : <i>Sparattosperma leucanthum</i> (Vell.) <u>Cordiaceae</u> : <i>Cordia sellowiana</i> Cham. <u>Fabaceae</u> : <i>Plathymenia reticulata</i> Benth. <u>Meliaceae</u> : <i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.
<i>Tetragona clavipes</i> (Fabricius, 1804)	Floresta	Cavidade	1	<u>Meliaceae</u> : <i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer
<i>Tetragonisca angustula</i> (Latreille, 1811)	Floresta	Cavidade	8	<u>Asteraceae</u> : <i>Moquiniastrum polymorphum</i> (Less.) G. Sancho <u>Bignoniaceae</u> : <i>Sparattosperma leucanthum</i> (Vell.) <u>Lauraceae</u> : <i>Nectandra oppositifolia</i> Nees & Mart. <u>Moraceae</u> : <i>Ficus clusiifolia</i> Schott -não identificada (morta).
<i>Trigona braueri</i> Friese, 1900	Floresta	Cavidade	1	<u>Moraceae</u> : <i>Ficus clusiifolia</i> Schott
<i>Trigona</i> sp.	Restauração	Exposto	1	<u>Fabaceae</u> : <i>Inga edulis</i> Mart.
<i>Trigona spinipes</i> (Fabricius, 1793)	Restauração	Exposto	1	<u>Fabaceae</u> : <i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.

1.3.2.1 Características dos substratos e estratégias de nidificação

Os substratos naturais onde foram registrados os ninhos apresentaram DAP mediano de 47,7 cm (14,4 a 162,3 cm); a média do DAP das árvores com ninhos na floresta foi de 73,5 cm e na restauração foi de 16,6 cm. A entrada dos ninhos localizou-se a altura mediana de 5,57 m (0 a 13 m). A cobertura do dossel no local de ocorrência apresentou mediana de 77% (64,5 a 92,5%). Constatou-se que 55,9% dos ninhos estavam alojados em cavidades e 44,1% encontravam-se expostos (Tabela 1.5; Figura 1.8). Além disso, 29,4% das colônias estavam associadas a galhos com bromélias, 8,8% localizavam-se em forquilhas e 2,9% situavam-se no solo, nas raízes da árvore.



Figura 1.8. Ninhos naturais amostrados no Parque Ecológico Mico-Leão-Dourado. A- *Partamona* sp., B- *Scaptotrigona xanthotricha*, C- *Tetragonisca angustula*, D- *Tetragona clavipes*, E- *Trigona braueri*, F- *Trigona spinipes*, G- *Trigona* sp., H- *Nannotrigona testaceicornis*. Fotografias de Victor Garcia e Paulo Augusto Ferreira.

As espécies de abelhas mais abundantes (n° ninhos ≥ 3) apresentaram estratégias contrastantes de nidificação entre elas (teste exato de Fisher, $p < 0,001$). Ninhos de *Partamona* sp. ocorreram exclusivamente expostos e em altura mediana de 8,70 m, a maioria associada a bromélias de gênero *Aechmea* Ruiz & Pav. Seguidamente, *S. xanthotricha* foi principalmente associada a cavidades, com apenas um registro em ninho exposto e em alturas intermediárias com mediana de 3,62 m, enquanto *T. angustula* utilizou exclusivamente cavidades e em altura mediana de 1,28 m.

Os ninhos foram registrados em diversas espécies arbóreas de mediano e grande porte, algumas delas pioneiras de crescimento rápido como *Sparattosperma leucanthum* (Vell.) K. Schum, *Samanea tubulosa* (Benth.) Barneby & J.W. Grimes, *Annona dolabripetala* Raddi. Outras de crescimento moderado a lento e próprias de estágio sucesional secundários como *Guarea guidonia* (L.) Sleumer, *Cabralea canjerana* (Vell.) Mart., *Nectandra oppositifolia* Nees.

Os troncos de algumas dessas espécies atingem grandes diâmetros, possibilitando o surgimento e manutenção de cavidades de variado volume em seu interior. A espécie *Ficus clusiifolia* Schott, em particular, pode crescer inicialmente como uma planta epífita, cujas raízes se enrolam ao redor do tronco da árvore hospedeira até sufocá-la e causar sua morte, processo que gera diversos espaços e cavidades que podem ser usadas como potenciais locais de nidificação.

Neste caso, a maior frequência de ninhos foi registrada em *Ficus clusiifolia* e *Sparattosperma leucanthum* (seis ninhos cada um, de 4 e 3 espécies de abelhas, respectivamente), seguidas por *Guarea guidonia* e *Plathymenia reticulata* (quatro ninhos cada um, de 2 e 1 espécie de abelha respectivamente). Também foram registrados três ninhos em árvores mortas cuja identificação não foi possível (Tabela 1.5).

1.4 Discussão

A taxa de ocupação total de 42,4% (30,3% de ocupação efetiva no final do estudo) observada nesta pesquisa é comparativamente maior que os valores relatados em estudos anteriores na Mata Atlântica, que registraram taxas entre 3,5% e 10,2% (Oliveira et al., 2013; Silva et al., 2014; Arena et al., 2018). Essa alta ocupação dos ninhos-isca ganha especial relevância ecológica quando contrastada com o registro dos ninhos em substratos naturais, onde, entre as três espécies mais abundantes estão *T. angustula* e *S. xanthotricha*, que são as mesmas que ocuparam majoritariamente os ninhos-isca.

Assim, ao comparar as áreas de floresta e em restauração, a ocupação similar dos ninhos-isca possivelmente reflete a disponibilidade de colônias-fonte e a conectividade da paisagem. Isso porque a enxameagem das abelhas sem ferrão, no geral, pode estar sujeita a restrições biológicas de dispersão das espécies e à densidade de colônias-mãe locais,

exigindo certa proximidade da colônia-mãe com a colônia-filha para a transferência gradual de recursos e operárias (Roubik, 1989; Nogueira-Neto, 1997; Araújo et al., 2004; Grüter, 2020). Esse resultado evidencia que a ausência total de ninhos naturais em cavidades na restauração, não se deve ao isolamento geográfico ou à incapacidade de chegada dos enxames (Siqueira et al., 2012; Arena, Destéfani, et al., 2018), se não, em maior medida à falta de substrato de nidificação, comumente associada às áreas em restauração (Eltz et al., 2003).

A presença de cavidades naturais adequadas, grandes e localizadas em maiores alturas está relacionada com o crescimento da árvore em altura e diâmetro, o que pode requerer várias décadas ou mesmo séculos para sua formação (Ranius et al., 2009; Dantas Oliveira et al., 2024). Sob essa perspectiva, a recuperação da vegetação não implica necessariamente na recuperação equivalente de recursos de nidificação, como as cavidades, sugerindo que diferentes componentes da integridade ecológica respondem em escalas temporais distintas ao processo de restauração (Ferreira et al., 2015; Arena, Destéfani, et al., 2018).

A alta abundância de *T. angustula* nos ninhos-isca pode ser explicada por sua alta plasticidade ecológica e a capacidade de ocupar cavidades de diversos tamanhos (Batista et al., 2003; Roubik, 2006; Grüter, 2020). Assim como a presença de diferentes espécies do gênero *Scaptotrigona*, como *S. xanthotricha* é relatada em diversos estudos com ninhos-isca (Oliveira et al., 2013; Silva et al., 2014; Arena et al., 2018), sendo um gênero comumente encontrado na Mata Atlântica.

O registro de abelhas do gênero *Lestrimelitta* é importante, pois se trata de um gênero exclusivamente cleptobiótico, cujas espécies dependem do roubo de recursos de outras colônias para sobreviver (Marchi & Melo, 2006). Este é um bioindicador valioso, já que sua presença sugere que a rede trófica local de abelhas sem ferrão possui densidade populacional e complexidade suficientes para sustentar este tipo de interações, que regulam e dinamizam a comunidade de abelhas nos ecossistemas (Guevara et al., 2020).

De maneira semelhante, a presença de *T. clavipes* e *M. quadrifasciata* na restauração destaca o potencial desta área para abrigar uma maior riqueza de abelhas. Em particular as abelhas do gênero *Melipona* Illiger, 1806, as mais robustas e de maior tamanho (8-15mm) (Grüter, 2020), estão relacionadas ao uso de cavidades maiores em

árvores de grande diâmetro e a preferências pelo forrageio em estratos altos, procurando as flores de plantas arbóreas para sua alimentação (da Silva Rodrigues et al., 2020), características próprias de florestas em estados de sucessão avançada.

A presença de outros animais, como formigas, aranhas e vespas nos ninhos-isca é comumente relatada neste tipo de estudo, pois as cavidades nos ambientes naturais são um recurso importante para uma grande variedade de invertebrados, aves e mamíferos (Ranius et al., 2009; Oliveira et al., 2013; Arena et al., 2018; Cruz et al., 2022). Neste caso, ao longo do estudo, mais de 50% dos ninho-isca foram ocupados por outros animais, especialmente na restauração, o que possivelmente relaciona-se à menor disponibilidade de substratos evidenciada anteriormente.

A perda de colônias de abelhas observada neste estudo esteve relacionada principalmente ao acúmulo de água e a queda dos ninho-isca. A alta umidade também facilitou, em algumas colônias, a infestação por parasitas como as moscas do gênero *Hermetia*, que se alimentam dos recursos das abelhas e destroem a estrutura dos ninhos, gerando enfraquecimento e a consequente perda da colônia (Hashim et al., 2017; Depintor & De Jong, 2025).

Embora nesta pesquisa tenha-se observado uma correlação negativa entre a temperatura e a ocupação dos ninhos-isca, e não se tenha identificado uma relação clara desta última com a pluviosidade, deve-se ter em consideração que esta análise foi exploratória, devido ao reduzido número de inspeções ($n = 7$). Este baixo número amostral limita a significância dessas tendências e aumenta a sensibilidade dos resultados a dados extremos (Cohen, 1988; Zar, 2010). Por isso, são necessários monitoramentos mais prolongados para a sua validação.

O censo de ninhos em substratos naturais permite registrar de maneira mais precisa quando comparado aos estudos baseados na visitação floral. O método é ideal para determinar a abundância real das abelhas, pois as colônias são as unidades reprodutivas e sua distribuição depende de fatores como a oferta de substratos (Christopher Brown & Albrecht, 2001; Batista et al., 2003).

A diferença na ocorrência de ninhos em substratos naturais entre áreas, assim como entre ninhos-isca também sugere que recursos de nidificação podem atuar como filtro ecológico para comunidades de abelhas sem ferrão em paisagens em restauração,

potencialmente limitando o estabelecimento e a persistência de colônias, mesmo em contextos onde recursos florais estejam disponíveis (Serra et al., 2009; Montoya-Pfeiffer et al., 2020).

Diante da limitação de cavidades discutida anteriormente, o papel funcional das espécies que constroem ninhos expostos ganha especial destaque. Esta característica facilita a ocupação tanto em remanescentes florestais preservados quanto em áreas em regeneração. Neste estudo, *Partamona* sp., a espécie mais abundante na floresta, e duas espécies de *Trigona* na área em restauração apresentaram esta característica.

A ocorrência de ninhos de *T. spinipes* na restauração é um reflexo de sua biologia, relacionada à preferência por nidificar em áreas de dossel aberto. Entende-se esta preferência pelo fato de que a maior incidência solar favorece a secagem rápida dos ninhos expostos melhorando as condições internas de temperatura e umidade (Silva & Ramalho, 2016).

Esta abelha é considerada um polinizador de resgate, pois consegue persistir em paisagens altamente perturbadas, compensando em parte o declínio ou ausência de outros polinizadores (Giannini et al., 2015; Jaffé et al., 2016; Gruchowski-Woitowicz et al., 2022). Esta característica confere a esta espécie uma grande importância ecológica na manutenção da polinização e na conexão do fluxo gênico de plantas pioneiras, antes mesmo que a estrutura florestal atinja a maturidade necessária para abrigar espécies dependentes de ocos.

As diferentes estratégias de nidificação das espécies mais abundantes (*Partamona* sp., *T. angustula* e *S. xanthotricha*) pode ser explicada por aspectos relacionados à redução de competição direta pelos recursos (Siqueira et al., 2012; Grüter, 2020), corroborando com a ideia de que o uso dos recursos de nidificação não é homogêneo. É importante destacar que, como apenas árvores com ninhos foram caracterizadas em campo, as análises relativas a DAP, cobertura e demais atributos estruturais permitem descrever características dos substratos e comparar padrões entre estratégias de nidificação. Entretanto, não permitem testar seleção de habitat ou probabilidade de ocupação em função da disponibilidade ambiental, pois os substratos potenciais de nidificação não foram quantificados.

Ainda assim, a presença de 31 ninhos naturais, tanto em cavidades como expostos, associados a árvores com DAP médio de 73,5 cm encontrados na floresta, comparados aos

três ninhos expostos em árvores com DAP médio de 16,6 cm na restauração, evidenciam a diferença estrutural esperada entre um fragmento maduro e outro jovem entre 7 e 8 anos.

1.5 Limitações do estudo

Algumas limitações devem ser consideradas na interpretação dos resultados. As diferenças temporais entre eventos de instalação dos ninhos-isca refletem simultaneamente componentes espaciais e temporais do delineamento, dificultando isolar causalmente esses efeitos. Além disso, as análises de relação com fatores abióticos (climáticos) devem ser interpretadas como exploratórias, já que foram baseadas em número reduzido de eventos de monitoramento, assim como em dados climáticos de localidades próximas, mas não exatamente na área de estudo.

Apesar dessas limitações, o conjunto de evidências obtido oferece suporte consistente para interpretar a disponibilidade de recursos de nidificação como componente relevante na ecologia de abelhas sem ferrão em paisagens em restauração.

1.6 Conclusões

Áreas em restauração entre 7 e 8 anos no Parque do Mico-Leão-Dourado apresentam ainda pouca disponibilidade observada de sítios naturais de nidificação para abelhas sem ferrão, em comparação com áreas de floresta, sugerindo que recursos como cavidades para estabelecimento de colônias são ainda limitados.

As cavidades artificiais podem revelar limitações de substrato não plenamente capturadas por levantamentos de ninhos em substratos naturais e, potencialmente, atuar como recurso suplementar capaz de atenuar parcialmente tais limitações.

Em conjunto, os resultados evidenciam que recursos de nidificação para abelhas-sem-ferrão constituem um componente importante, e frequentemente subestimado, da avaliação ecológica da restauração, devendo ser considerados em estudos e estratégias voltadas à conservação de abelhas sem ferrão e ao manejo de paisagens em processo de restauração.

1.7 Referências

- Araújo, E. D., Costa, M., Chaud-Netto, J., & Fowler, H. G. (2004). Body size and flight distance in stingless bees (Hymenoptera: Meliponini): inference of flight range and possible ecological implications. *Brazilian Journal of Biology*, 64(3B), 563–568. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842004000400003>
- Arena, M. V., Destéfani, F. C., Nunes da Silva, T., da Silva Mascotti, J. C., da Silva-Zacarin, E. C. M., & Hartung Toppa, R. (2018). Challenges to the conservation of stingless bees in Atlantic Forest patches: old approaches, new applications. *Journal of Insect Conservation*, 22(3–4), 627–633. <https://doi.org/10.1007/S10841-018-0090-8>
- Arena, M. V., Martines, M. R., da Silva, T. N., Destéfani, F. C., Mascotti, J. C. S., Silva-Zacarin, E. C. M., & Toppa, R. H. (2018). Multiple-scale approach for evaluating the occupation of stingless bees in Atlantic forest patches. *Forest Ecology and Management*, 430, 509–516. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2018.08.038>
- Aroeira, A., Dietz, J., Dietz, L. A., & Ferraz, L. P. (2020). *AMLD Relatório Anual 2020*.
- Batista, M. A., Ramalho, M., & Soares, A. E. E. (2003). Nesting sites and abundance of Meliponini (Hymenoptera: Apidae) in heterogeneous habitats of the Atlantic Rain Forest, Bahia, Brazil. *Lundiana: International Journal of Biodiversity*, 4(1), 19–23. <https://doi.org/10.35699/2675-5327.2003.21830>
- Benetti, C., & Aranda, R. (2026). Evaluating trap nest attractiveness: seasonal and spatial patterns of stingless bee (Apidae: Meliponini) foraging in artificial nests in Brazilian savanna. *Brazilian Journal of Biology*, 86, e301068. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.301068>
- Camargo, J. (1970). Ninhos e biologia de algumas espécies de Meliponideos (Hymenoptera: Apidae) de região de Porto Velho, Território de Rondônia, Brasil. *Revista de Biología Tropical*, 16(2), 207.
- Carvalho, F. A., Nascimento, M. T., & Oliveira Filho, A. T. (2008). Composição, riqueza e heterogeneidade da flora arbórea da bacia do rio São João, RJ, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 22(4), 929–940. <https://doi.org/10.1590/s0102-33062008000400004>
- Christopher Brown, J., & Albrecht, C. (2001). The effect of tropical deforestation on stingless bees of the genus Melipona (Insecta: Hymenoptera: Apidae: Meliponini) in central Rondônia, Brazil. *Journal of Biogeography*, 28(5), 623–634. <https://doi.org/10.1046/J.1365-2699.2001.00583.X>
- Cockle, K. L., Martin, K., & Bodrati, A. (2017). Persistence and loss of tree cavities used by birds in the subtropical Atlantic Forest. *Forest Ecology and Management*, 384, 200–207. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.10.052>
- Cockle, K. L., Martin, K., & Robledo, G. (2012). Linking fungi, trees, and hole-using birds in a Neotropical tree-cavity network: Pathways of cavity production and implications for conservation. *Forest Ecology and Management*, 264, 210–219. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.10.015>
- Cohen, J. (1988). *Statistical Power Analysis for the Behavioral Sciences* (2da ed.).
- Cox, D. R. (1972). Regression Models and Life-Tables. *Journal of the Royal Statistical Society: Series B (Methodological)*, 34(2), 187–202. <https://doi.org/10.1111/J.2517-6161.1972.TB00899.X>
- Crawley, M. J. (2012). Classical Tests. In *The R Book* (pp. 344–387). John Wiley & Sons, Ltd. <https://doi.org/10.1002/9781118448908.CH8>
- da Costa Macedo, C. R., de Souza Aquino, I., de Farias Borges, P., da Silva Barbosa, A., &

- de Medeiros, G. R. (2021). Nesting behavior of stingless bees. *Ciência Animal Brasileira*, 21, e-58736. <https://doi.org/10.1590/1809-6891V21E-58736>
- da Cruz, I. A., Nunes-Silva, C. G., & Carvalho-Zilse, G. A. (2022). Efficiency of trap nests in attracting stingless bees in the central Brazilian Amazon. *Acta Amazonica*, 52(4), 315–322. <https://doi.org/10.1590/1809-4392202103402>
- Da Silva Correia, F. C., Peruquetti, R. C., Ferreira, M. G., & De Carvalho, Y. K. (2016). Abundância, Distribuição Espacial de Ninhos de Abelhas Sem Ferrão (Apidae: Meliponini) e Espécies Vegetais Utilizadas para Nidificação em um Fragmento de Floresta Secundária em Rio Branco, Acre. *EntomoBrasilis*, 9(3), 163–168. <https://doi.org/10.12741/ebrasilis.v9i3.613>
- da Silva Rodrigues, C., Ferasso, D. C., Mossi, A. J., & Coelho, G. C. (2020). Pollen resources partitioning of stingless bees (Hymenoptera: Apidae) from the southern Atlantic forest. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 42(1), e48714. <https://doi.org/10.4025/actascibiolsci.v42i1.48714>
- Dantas Oliveira, C., Cornelius, C., Stouffer, P. C., & Cockle, K. L. (2024). Secondary Amazon rainforest partially recovers tree cavities suitable for nesting birds in 18-34 years. *Ornithological Applications*, 126(3), 1–11. <https://doi.org/10.1093/ornithapp/duae008>
- Depintor, T. S., & De Jong, D. (2025, January 21). Scientific note on mortality of a stingless bee *Tetragona clavipes* colony infested with clown beetles *Hololepta reichii* (Histeridae) and black soldier flies *Hermetia illucens* (Stratiomyidae) in Southeastern Brazil. *Apidologie* 2025 56:1, 56(1), 9-. <https://doi.org/10.1007/S13592-024-01142-Z>
- dos Santos, C. F., Devkota, K., Blochtein, B., & Almeida, E. A. B. (2026). Thermal patterns in stingless bee colonies. *The Science of Nature*, 113(2). <https://doi.org/10.1007/S00114-026-02083-6>
- Drescher, N., Wallace, H. M., Katouli, M., Massaro, C. F., & Leonhardt, S. D. (2014). Diversity matters: how bees benefit from different resin sources. *Oecologia*, 176(4), 943–953. <https://doi.org/10.1007/S00442-014-3070-Z>
- Easlou, H. M. (2024). *Canopy Cover* (2.0). https://play.google.com/store/apps/details?id=com.heaslou.canopycover&hl=es_GT
- Eltz, T., Brühl, C. A., Imiyabir, Z., & Linsenmair, K. E. (2003). Nesting and nest trees of stingless bees (Apidae: Meliponini) in lowland dipterocarp forests in Sabah, Malaysia, with implications for forest management. *Forest Ecology and Management*, 172(2–3), 301–313. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00792-7](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00792-7)
- Engel, M., Rasmussen, C., Ayala, R., & de Oliveira, F. F. (2023). Stingless bee classification and biology (Hymenoptera, Apidae): a review, with an updated key to genera and subgenera. *ZooKeys*, 1172(August 2022), 239–312. <https://doi.org/10.3897/zookeys.1172.104944>
- Ferreira, P. A., Boscolo, D., Carvalheiro, L. G., Biesmeijer, J. C., Rocha, P. L. B., & Viana, B. F. (2015). Responses of bees to habitat loss in fragmented landscapes of Brazilian Atlantic Rainforest. *Landscape Ecology* 2015 30:10, 30(10), 2067–2078. <https://doi.org/10.1007/S10980-015-0231-3>
- Freitas, M. (2021). *Mapa dos plantios realizados na fazenda Igarapé*.
- Freitas, P., Faquinello, P., Arnhold, E., Ferro, D. A. C., Ferro, R. A. C., Lacerda, M. L. G., Leite, P. R. S. C., & Silva Neto, C. M. (2023). Flight radius and climatic conditions affect the external activity of stingless bee *Melipona rufiventris* (Lepeletier, 1836). *Brazilian Journal of Biology*, 83, e275645. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.275645>

- Giannini, T. C., Garibaldi, L. A., Acosta, A. L., Silva, J. S., Maia, K. P., Saraiva, A. M., Guimarães, P. R., & Kleinert, A. M. P. (2015). Native and non-native supergeneralist bee species have different effects on plant-bee networks. *PLoS ONE*, 10(9). <https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PONE.0137198>
- Gotelli, N. J., & Ellison, A. M. (2013). A Primer of Ecological Statistics (2nd ed.). *The Canadian Field-Naturalist*, 126(4). <https://doi.org/10.22621/CFN.V126I4.1391>
- Gruchowski-Woitowicz, F. C., de Oliveira, F., Bazílio, S., Garcia, C. T., Castilho, J. A., & de Oliveira, F. F. (2022). What Can Restoration Do for Bee Communities? An Example in the Atlantic Rainforest in Paraná State, Southern Brazil. *Neotropical Entomology*, 51(2), 230–242. <https://doi.org/10.1007/S13744-022-00949-8>
- Grüter, C. (2020). *Stingless Bees* (1st ed.). Springer Cham. <http://www.springer.com/series/15408>
- Guevara, D. A., Gonzalez, V. H., & Ospina, R. (2020). Stingless robber bees of the genus *Lestrimelitta* in Colombia (Hymenoptera: Apidae: Meliponini). *Caldasia*, 42(1), 17–29. <https://doi.org/10.15446/caldasia.v42n1.75511>
- Hashim, N. A., Bahri, A. R., Basari, N., & Hafizah, N. (2017). Mass infestation of black soldier fly *Hermetia illucens* (Diptera: Stratiomyidae) on colonies of the Indo-Malayan stingless bees *Geniotrigona thoracica* and *Heterotrigona itama*. *Journal of Biodiversity and Environmental Sciences (JBES)*, 11, 9–15. https://www.researchgate.net/publication/319479327_Mass_infestation_of_black_soldier_fly_Hermetia_illucens_Diptera_Stratiomyidae_on_colonies_of_the_Indo-Malayan_stingless_bees_Geniotrigona_thoracica_and_Heterotrigona_itama
- Hrncir, M., Maia-Silva, C., da Silva Teixeira-Souza, V. H., & Imperatriz-Fonseca, V. L. (2019). Stingless bees and their adaptations to extreme environments. *Journal of Comparative Physiology A: Neuroethology, Sensory, Neural, and Behavioral Physiology*, 205(3), 415–426. <https://doi.org/10.1007/S00359-019-01327-3>
- Instituto Nacional de Meteorologia. (2026). *INMET :: BDMEP*. <https://bdmep.inmet.gov.br/>
- Jaffé, R., Castilla, A., Pope, N., Imperatriz-Fonseca, V. L., Metzger, J. P., Arias, M. C., & Jha, S. (2016). Landscape genetics of a tropical rescue pollinator. *Conservation Genetics* 2015 17:2, 17(2), 267–278. <https://doi.org/10.1007/S10592-015-0779-0>
- Jones, J. C., & Oldroyd, B. P. (2006). Nest Thermoregulation in Social Insects. *Advances in Insect Physiology*, 33, 153–191. [https://doi.org/10.1016/S0065-2806\(06\)33003-2](https://doi.org/10.1016/S0065-2806(06)33003-2)
- Kleinbaum, D. G., & Klein, M. (2012). *Survival Analysis*. <https://doi.org/10.1007/978-1-4419-6646-9>
- Lichtenberg, E. M., Mendenhall, C. D., & Brosi, B. (2017). Foraging traits modulate stingless bee community disassembly under forest loss. *Journal of Animal Ecology*, 86(6), 1404–1416. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12747>
- Ma, Z. (2021). A unified survival-analysis approach to insect population development and survival times. *Scientific Reports*, 11(1), 8223. <https://doi.org/10.1038/S41598-021-87264-1>
- Marchi, P., & Melo, G. A. R. (2006). Revisão taxonômica das espécies brasileiras de abelhas do gênero *Lestrimelitta* Friese (Hymenoptera, Apidae, Meliponina)1. *Revista Brasileira de Entomologia*, 50(1), 6–30. <https://doi.org/10.1590/S0085-56262006000100002>
- Marques, M. C. M., Trindade, W., Bohn, A., & Grelle, C. E. V. (2021). *The Atlantic Forest: An introduction to the megadiverse forest of South America* (pp. 3–23).

- Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-55322-7_1
- Michener, C. D. (2007). The Bees of the world. In *American Scientist* (2nd ed., Vol. 78). [https://doi.org/10.1016/0047-2484\(91\)90057-3](https://doi.org/10.1016/0047-2484(91)90057-3)
- Montoya-Pfeiffer, P. M., Rodrigues, R. R., & Alves dos Santos, I. (2020). Bee pollinator functional responses and functional effects in restored tropical forests. *Ecological Applications*, 30(3), 1–14. <https://doi.org/10.1002/eap.2054>
- Nogueira-Neto, P. (1997). Vida e Criação de Abelhas Indígenas Sem Ferrão. In *Acta Amazonica* (Vol. 34, Issue 2).
- Oliveira, R. C., Menezes, C., Soares, A. E. E., & Fonseca, V. L. I. (2013). Trap-nests for stingless bees (Hymenoptera, Meliponini). *Apidologie*, 44(1), 29–37. <https://doi.org/10.1007/S13592-012-0152-Y/TABLES/4>
- Pacto pela Restauração da Mata Atlântica. (2023). *Pacto pela Restauração da Mata Atlântica*. <https://www.pactomataatlantica.org.br/>
- Patel, N. (2020). *Canopy Capture* (1.0.2). <https://apkpure.com/canopycapture/com.nikhilpatel.canopycapture>
- Pereira, A. B. (2009). Mata Atlântica: Uma abordagem geográfica. *Nucleus*, 6(1), 27–52. <https://doi.org/10.3738/1982.2278.152>
- Posit team. (2026). *RStudio: Integrated Development Environment for R* (2026.4.0.526). Posit Software, PBC.
- R Core Team. (2025). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing.
- Ranius, T., Niklasson, M., & Berg, N. (2009). Development of tree hollows in pedunculate oak (*Quercus robur*). *Forest Ecology and Management*, 257(1), 303–310. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.09.007>
- Rebasa, P. (2005). Conceptos básicos del análisis de supervivencia. *Cirugía Española*, 78(4), 222–230. [https://doi.org/10.1016/S0009-739X\(05\)70923-4](https://doi.org/10.1016/S0009-739X(05)70923-4)
- Remm, J., & Löhmus, A. (2011). Tree cavities in forests – The broad distribution pattern of a keystone structure for biodiversity. *Forest Ecology and Management*, 262(4), 579–585. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2011.04.028>
- Robinson, K. M., & Baudier, K. M. (2024). Stingless bee foragers experience more thermally stressful microclimates and have wider thermal tolerance breadths than other worker subcastes. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 12, 1405459. <https://doi.org/10.3389/FEVO.2024.1405459/TEXT>
- Roubik, D. W. (Ed.). (1989). *Ecology and Natural History of Tropical Bees*. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511574641>
- Roubik, D. W. (2006). Stingless bee nesting biology. *Apidologie*, 37, 124–143. <https://doi.org/10.1051/apido:2006026>
- Roubik, D. W. (2023). Stingless Bee (Apidae: Apinae: Meliponini) Ecology. *Annual Review of Entomology*, 68(Volume 68, 2023), 231–256. <https://doi.org/https://doi.org/10.1146/annurev-ento-120120-103938>
- Sakagami, S. F. (1982). Stingless Bees. In H. R. Hermann (Ed.), *Social Insects* (pp. 362–421).
- Serra, B. D. V., Drummond, M. S., Lacerda, L. de M., & Akatsu, I. P. (2009). Abundância, distribuição espacial de ninhos de abelhas Meliponina (Hymenoptera, Apidae, Apini) e espécies vegetais utilizadas para nidificação em áreas de cerrado do Maranhão. *Iheringia. Série Zoológica*, 99(1), 12–17. <https://doi.org/10.1590/S0073-47212009000100002>

- Silva, M., & Ramalho, M. (2016). The influence of habitat and species attributes on the density and nest spacing of a stingless bee (Meliponini) in the Atlantic Rainforest. *Sociobiology*, 63(3), 991–997. <https://doi.org/10.13102/SOCIOBIOLOGY.V63I3.1037>
- Silva, M., Ramalho, M., & Monteiro, D. (2013). Diversity and habitat use by stingless bees (Apidae) in the Brazilian Atlantic Forest. *Apidologie*, 44(6), 699–707. <https://link.springer.com/article/10.1007/s13592-013-0218-5>
- Silva, M., Ramalho, M., & Monteiro, D. (2014). Communities of Social Bees (Apidae: Meliponini) in Trap-Nests: The Spatial Dynamics of Reproduction in an Area of Atlantic Forest. *Neotropical Entomology*, 43(4), 307–313. <https://link.springer.com/article/10.1007/s13744-014-0219-8>
- Silva, M., Ramalho, M., & Rosa, J. F. (2021). Annual survival rate of tropical stingless bee colonies (Meliponini): variation among habitats at the landscape scale in the Brazilian Atlantic Forest. *Sociobiology*, 68(1), e5147–e5147. <https://doi.org/10.13102>
- Siqueira, E. N. L., Bartelli, B. F., Nascimento, A. R. T., & Nogueira-Ferreira, F. H. (2012). Diversity and Nesting Substrates of Stingless Bees (Hymenoptera, Meliponina) in a Forest Remnant. *Psyche: A Journal of Entomology*, 2012(1), 370895. <https://doi.org/10.1155/2012/370895>
- Slaa, E. J. (2006). Population dynamics of a stingless bee community in the seasonal dry lowlands of Costa Rica. *Insectes Sociaux*, 53(1), 70–79. <https://doi.org/10.1007/S00040-005-0837-6>
- SOS Mata Atlântica. (2025). *Mata Atlântica*. <https://www.sosma.org.br/causas/mata-atlantica>
- Therneau, T. M., & Grambsch, P. M. (2000). *Modeling Survival Data: Extending the Cox Model*. <https://doi.org/10.1007/978-1-4757-3294-8>
- Vinueza-Hidalgo, G. S., Sebastián, J., Soto, V., Flatt, E., Pinto, C., Wicks, S., María, ·, Mata Quirós, J., Ortiz-García, J., & Whitworth, · Andrew. (2024). Use of natural and artificial cavities by Neotropical mammals in a tropical wet forest of Costa Rica. *Discover Conservation* 2024 1:1, 1(1), 13. <https://doi.org/10.1007/S44353-024-00014-Y>
- Wang, S., Wittwer, B., Heard, T. A., Goodger, J. Q. D., & Elgar, M. A. (2018). Nonvolatile chemicals provide a nest defence mechanism for stingless bees *Tetragonula carbonaria* (Apidae, Meliponini). *Ethology*, 124(9), 633–640. <https://doi.org/10.1111/ETH.12768>
- Zar, J. H. (2010). *Biostatistical Analysis* (5th ed.).

2 Capítulo 2

Interações planta-abelha como componente da avaliação ecológica da restauração florestal.

Resumo

A recuperação das comunidades de polinizadores e de suas interações ecológicas é um dos principais desafios da restauração florestal. Neste capítulo, foram comparadas a composição, riqueza e diversidade das comunidades de abelhas sem ferrão, bem como a estrutura das redes de interação planta-abelha, entre áreas de floresta e restauração no Parque Ecológico Mico-Leão-Dourado, Rio de Janeiro. Ao longo do estudo foram registradas 18 espécies de abelhas sem ferrão. A floresta apresentou maior riqueza e diversidade de espécies, incluindo várias exclusivas desse ambiente, enquanto a restauração foi caracterizada pela abundância de poucas espécies generalistas. A composição das comunidades diferiu significativamente entre as áreas e foi influenciada tanto pelo ambiente quanto pela identidade das plantas visitadas. As análises das redes de interação revelaram diferenças estruturais marcantes. A floresta apresentou maiores níveis de especialização, modularidade e aninhamento, refletindo uma organização ecológica mais complexa e funcionalmente diversificada. Em contraste, a área em restauração apresentou maior conectância e menor especialização, caracterizando uma rede mais generalista. As interações registradas em ambas áreas diferiram significativamente do esperado ao acaso, a floresta exibiu maiores valores de especialização, modularidade e aninhamento. Os resultados indicam que a restauração promove uma recuperação parcial das comunidades de abelhas sem ferrão e de suas interações com plantas, mas a organização funcional do sistema ainda permanece distinta daquela observada na floresta. Assim, as áreas restauradas encontram-se em um estágio transicional na estruturação das interações com as abelhas sem ferrão. Pode-se concluir que parte desses processos ecológicos foi restabelecida, mas a complexidade das interações ainda não alcançou os níveis observados na floresta de referência.

Palavras chave: Meliponini, Métricas, Polinização, Visitante floral, Mata Atlântica

2.1 Introdução

As florestas tropicais são reconhecidas por serem altamente biodiversas e heterogêneas, caracterizadas por endemismos e interações complexas de plantas e animais. Dinâmicas de ganho e perda na comunidade vegetal são suportadas por polinizadores, dispersores de sementes e muitos processos ecológicos. Uma maior diversidade de formas de vida e grupos funcionais nos ecossistemas favorecem seu funcionamento, regeneração e dinâmica ecológica (Denslow, 1996; Oliveira & Engel, 2017). A Mata Atlântica, que é a segunda maior floresta da América do Sul e um *hotspot* global de biodiversidade (Marques et al., 2021), tem sofrido intensas pressões antrópicas, o que diminuiu sua cobertura original para apenas 12,4% de florestas maduras e bem preservadas, o que coloca em risco a grande diversidade da fauna e flora que abriga (SOS Mata Atlântica, 2025).

Iniciativas de restauração ecológica têm sido implementadas com o objetivo de recuperar a estrutura e a funcionalidade da Mata Atlântica (Pacto pela Restauração da Mata Atlântica, 2023; SOS Mata Atlântica, 2025). A restauração ecológica é entendida como “o processo de auxílio ao restabelecimento de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído” (Society for Ecological Restoration (SER) International, 2004). No entanto, a maioria dos estudos sobre ecologia da restauração, assim como os esforços práticos, tem se concentrado no estabelecimento inicial de plantios de mudas de espécies arbóreas (Rodrigues et al., 2009). As ações para a restauração das comunidades de animais e suas interações, como por exemplo, os polinizadores silvestres e a polinização, ainda são subestimados (Deprá et al., 2022).

Nos processos de restauração, as interações entre plantas e polinizadores podem ser um importante indicador da recuperação de processos ecológicos e diversidade, pelo qual tem sido um fator proposto para o monitoramento e avaliação do sucesso da restauração florestal na Mata Atlântica (Oliveira & Engel, 2017).

Dentre os polinizadores, destacam-se as abelhas sem ferrão, que são insetos altamente sociais que requerem cavidades naturais para nidificar, e quantidades elevadas e contínuas de pólen e néctar que obtêm das flores, para alimentar suas colônias perenes e populosas (Menz et al., 2011; Morón et al., 2023). Estas abelhas atuam como importantes polinizadoras de uma ampla diversidade de plantas, e favorecem a reprodução e resiliência

das espécies vegetais, assim como a sua variabilidade genética, propiciando fluxo gênico através da dispersão do pólen entre plantas, nos diversos ecossistemas (Slaa et al., 2006; Roubik, 2023).

As interações entre abelhas e plantas constituem um componente central da funcionalidade dos ecossistemas, tanto naturais como agrícolas, sendo estes últimos os mais estudados e detalhados pelo benefício da polinização na produção das culturas (Giannini, Boff, et al., 2015; Giannini et al., 2020; Bueno et al., 2023; Delaplane, 2023). Nesse sentido, existem grandes lacunas na compreensão da relação entre abelhas e plantas nativas, e estudos são necessários para o entendimento da dinâmica ecológica do uso dos recursos florais e da sua variação com as mudanças e perturbações nos ecossistemas (Bueno et al., 2023).

Uma das formas de estudar e interpretar as interações abelhas-plantas tem sido por meio da construção e análises de redes ecológicas. Elas são representações das espécies que interagem em uma comunidade e permitem analisar, por meio de diversas métricas, padrões da organização, da estrutura geral da rede e de seus elementos componentes (Kaiser-Bunbury & Blüthgen, 2015; Luke, 2015; Ferreira et al., 2020). Diferentes estudos têm usado a metodologia de redes para avaliar o sucesso da restauração e para diagnosticar a efetividade de ações concretas, como a remoção de plantas exóticas, na recuperação dos processos ecológicos (Forup et al., 2008; Williams, 2011; Devoto et al., 2012; Kaiser-Bunbury & Blüthgen, 2015; Montoya-Pfeiffer et al., 2020).

Montoya-Pfeiffer et al. (2020), por exemplo, observaram que áreas em processo de restauração promovem a recuperação da abundância e funcionalidade das comunidades de abelhas, mas esta não é igual à das áreas conservadas. Resultados similares foram obtidos por Williams (2011), que apontaram que há menor redundância de polinizadores visitando algumas plantas em habitats restaurados em relação aos remanescentes naturais. Nesse mesmo sentido, Ferreira et al. (2020) discutiram que a perda de cobertura florestal e de conectividade levam a uma simplificação extrema das redes e portanto das interações abelhas-plantas, o que pode comprometer processos ecológicos essenciais como a polinização.

Portanto, as redes de interação são ferramentas úteis para indicar o estado de integridade ecológica de um ecossistema (Ferreira et al., 2020). A análise integrada da

composição das comunidades e da estrutura de suas interações permite uma avaliação mais abrangente do estado ecológico dos sistemas em restauração.

Nesse sentido, este capítulo teve como objetivo descrever a composição, riqueza e diversidade das comunidades de abelhas sem ferrão, bem como analisar as interações entre abelhas e plantas, comparando áreas em restauração com áreas de floresta ombrófila na Mata Atlântica no Parque Ecológico Mico-Leão-Dourado, Silva Jardim, RJ. Dessa forma, hipotetiza-se que: (i) as comunidades de abelhas sem ferrão diferem entre áreas e (ii) as redes de interação planta–abelha diferem estruturalmente entre áreas de floresta e restauração. Espera-se que áreas em restauração apresentem comunidades menos diversas e redes de interação menos resiliente, com maior generalização, enquanto áreas de floresta exibem maior diversidade e especialização das interações.

2.2 Materiais e Métodos

2.2.1 Área de estudo

Os fragmentos onde o estudo foi conduzido fazem parte do ecossistema da Mata Atlântica, correspondendo a áreas de floresta nativa ombrófila densa e áreas em processo de restauração localizadas no Parque Ecológico Mico-Leão-Dourado, município de Silva Jardim. Estes fragmentos estão integrados na Área de Proteção Ambiental (APA) da Bacia do Rio São João/Mico-Leão-Dourado, na região centro-leste do Estado do Rio de Janeiro (Figura 2.1).

A área do parque corresponde a 151 ha, dos quais aproximadamente 103,18 ha eram anteriormente pastagens para gado. Entre 2018 e 2021, iniciou-se um projeto de restauração desta área, onde foram plantadas mais de 130 mil mudas de 96 espécies vegetais (Aroeira et al., 2020; Freitas, 2021).

As amostragens das abelhas foram realizadas dentre de uma área de floresta com 37,45 ha e áreas em restauração compreendendo 41,48ha. Os plantios da restauração foram iniciados entre 2019 e 2020. Assim, no período de realização do estudo, as áreas restauradas apresentavam aproximadamente 6 a 7 anos de estabelecimento. O parque apresenta variados declives, áreas de brejo e riachos, que aumentam seu nível e fluxo de água durante os períodos chuvosos. As áreas apresentam uma vegetação arbórea que ultrapassa 10 metros de altura e, particularmente na floresta, ultrapassam 30 metros.

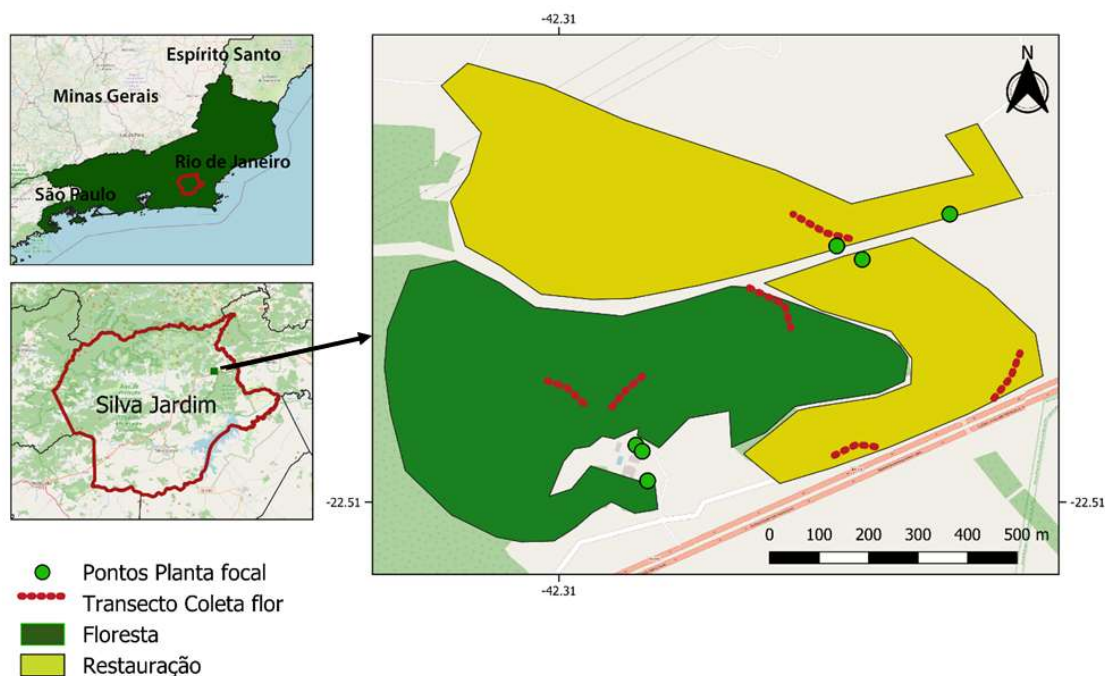


Figura 2.1. Área de estudo e localização dos 6 transectos de coleta de abelhas em flor e pontos de amostragens das plantas focais em áreas de floresta e restauração no Parque Ecológico Mico-Leão-Dourado, município de Silva Jardim, RJ.

2.2.2 Amostragem

Para o levantamento da comunidade de abelhas foram feitas coletas utilizando duas metodologias, a coleta em planta focal e a coleta em transectos. Devido à dificuldade de acesso as flores do dossel nos fragmentos das áreas de estudo pela altura das árvores, os pontos de amostragem foram localizados nas bordas desses fragmentos e sobre algumas trilhas, onde havia disponibilidade de plantas em florescimento e acessíveis.

2.2.2.1 Coleta em planta focal

Para a escolha de plantas focais atrativas às abelhas sem ferrão, foram percorridas as trilhas existentes nas áreas, buscando identificar a presença de plantas com flores melitófilas ou com registros de visitas por abelhas sem ferrão. Os critérios de seleção incluíram: a presença da mesma espécie vegetal tanto na área de floresta quanto na de

restauração; plantas em período de floração intensa; e flores acessíveis (localizadas a no máximo 5 metros do solo).

A partir desses critérios, foram selecionadas três espécies focais (Tabela 2.1), cujos atributos foram descritos com base na literatura disponibilizada no site de Flora e Funga do Brasil (Flora e Funga do Brasil, 2026).

Tabela 2.1. Caracterização dos atributos das três espécies de plantas focais compartilhadas entre as áreas de floresta e restauração e utilizadas para a amostragem de abelhas visitantes florais no Parque Ecológico Mico-Leão-Dourado, município de Silva Jardim, RJ.

Espécie de planta	Hábito	Período de floração	Esforço amostral (h)	Características da flor (Cor / Diâmetro da corola / Forma)	Recurso ofertado
<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi (Anacardiaceae)	Árvore / Arbusto	Março a Junho	21h	Branca / ~4 mm / Corola aberta	Néctar e Pólen
<i>Cordia superba</i> Cham (Cordiaceae)	Árvore	Janeiro a Março	10h 30min	Branca / ~5-6 cm / Tubular	Néctar e Pólen
<i>Pleroma granulosum</i> (Desr.) D. Don (Melastomataceae)	Arbusto	Novembro a Abril	10h 30min	Rosa a Roxa / ~5-7 cm / Aberta com estames poricidas	Pólen

As coletas foram feitas de forma simultânea nas duas áreas, por dois coletores, em março, quando as três espécies estavam em florescimento intenso. Em março de 2025, foi realizada uma amostragem em cada espécie vegetal, durante um dia coleta para cada uma delas. Em março de 2026, foi conduzida uma segunda amostragem em *S. terebinthifolia*. As coletas foram realizadas com o auxílio de rede entomológica, em períodos de 45 minutos a cada hora, entre 7h e 14h, totalizando 5h15m efetivas de amostragem para *C. superba* e *P. granulosum*, em cada área e 10h 30min para *S. terebinthifolia*. Considerando a amostragem total, o esforço amostral correspondeu a 21 horas em cada área e 42 horas de coleta no total. Para a amostragem das plantas de maior porte, foram utilizadas redes entomológicas extensoras, com alcance máximo aproximado de 4 m.

Outras cinco espécies vegetais que não atenderam integralmente aos critérios de seleção (por ocorrerem somente em uma das áreas) também foram amostradas, seguindo o mesmo esquema de coleta descrito anteriormente. Na área de floresta, foram incluídas *Iochochroma arborescens* (L.) J.M.H. Shaw (Solanaceae), *Senna multijuga* (Rich.) H.S. Irwin & Barneby (Fabaceae), além das espécies exóticas *Persea americana* Mill. (Lauraceae) e

Citrus sp. L. (Rutaceae). Na área em restauração, foi amostrada *Mimosa paludosa* Benth. (Fabaceae). A inclusão dessas espécies teve como objetivo ampliar a amostragem e registrar o maior número possível de espécies de abelhas presentes nas duas áreas.

2.2.2.2 Coleta em transectos

Foram estabelecidos, em cada área de estudo (floresta e restauração), três transectos de 100 m de comprimento e 2 m de largura (Figura 2.1). Os transectos foram percorridos por duas pessoas equipadas com redes entomológicas, que coletaram todas as abelhas observadas sobre as flores de plantas acessíveis ao longo do percurso. As coletas foram realizadas entre 7h e 14h, seguindo ciclos de 15 minutos de coleta intercalados por 5 minutos de descanso, de modo a totalizar 45 minutos efetivos de coleta a cada hora. Considerando as duas áreas amostrais, o esforço amostral totalizou 10 horas e 30 minutos de coleta. As coletas em transectos aconteceram principalmente em plantas herbáceas: *Sida rhombifolia* L. (Malvaceae), *Emilia* Cass. (Asteraceae), *Piper* L. (Piperaceae), *Solanum* L. (Solanaceae), além de espécies de Fabaceae, Poaceae e Rubiaceae.

Adicionalmente, foram realizadas coletas livres durante os percursos de reconhecimento das áreas e a busca por espécies vegetais, com o objetivo de ampliar o registro da riqueza de espécies de abelhas presentes nas áreas de estudo.

2.2.3 Processamento e identificação do material biológico

Os espécimes de abelhas capturados foram mortos em câmaras mortíferas com acetato de etila e posteriormente montados em alfinetes entomológicos. A identificação taxonômica foi realizada com o auxílio de chaves de identificação (Silveira et al., 2002; Camargo & Pedro, 2003) e comparação com espécimes da Coleção de Abelhas e outros Polinizadores da UENF (ABUENF) onde foram posteriormente depositados.

2.2.4 Análises estatísticas

Para a elaboração da lista geral de espécies (composição taxonômica), foram contabilizados os indivíduos coletados em todas as espécies vegetais amostradas e por meio das duas metodologias aplicadas (planta focal e transectos), além da coleta livre durante os

dias de campo nas mesmas áreas. No entanto, para garantir um delineamento amostral estritamente balanceado e permitir a comparação estatística entre as áreas, todas as análises de diversidade, comunidade e redes de interação detalhadas a seguir foram conduzidas utilizando exclusivamente o subconjunto de dados padronizados provenientes das três espécies de plantas focais compartilhadas entre a floresta e a restauração.

A suficiência amostral foi avaliada por meio de curvas de acumulação de espécies geradas a partir de permutações aleatorizadas das unidades amostrais. Adicionalmente, foi calculado o estimador não paramétrico de riqueza Chao1, adequado para inferir a riqueza potencial de espécies em comunidades com presença de espécies raras e amostragem incompleta (Colwell & Coddington, 1994). Para complementar a avaliação estrutural da comunidade, foi calculado o Índice de Diversidade de Shannon-Wiener (H'), o qual permite comparar a diversidade entre as áreas atribuindo peso tanto à riqueza quanto à equitatividade das abundâncias das espécies.

A composição da comunidade de abelhas sem ferrão entre as áreas foi analisada por meio de uma PERMANOVA (Permutational Multivariate Analysis of Variance), utilizando a distância de Bray–Curtis. Esse método foi escolhido por permitir avaliar tais diferenças sem exigir pressupostos de normalidade (Anderson, 2017). Para verificar a homogeneidade das dispersões multivariadas entre os grupos, foi aplicado o teste de dispersão multivariada (betadisper), assegurando que os resultados da PERMANOVA não fossem influenciados por diferenças na variabilidade interna dos grupos.

A visualização dos padrões de similaridade na composição da comunidade de abelhas foi realizada por meio de uma ordenação NMDS (Non-metric Multidimensional Scaling), utilizando também a distância de Bray–Curtis.

A unidade amostral primária para a construção das curvas de rarefação e a ordenação por NMDS foram as horas de amostragem nas plantas focais. Essa decisão analítica foi tomada para maximizar a resolução das interações e possibilitar uma melhor visualização dos padrões, apesar de introduzir autocorrelação temporal (pseudorepetição). No entanto, para garantir que as diferenças detectadas não fossem consequência dessa pseudorepetição, foi executado o modelo PERMANOVA agrupando os dados por dia, que garante a completa independência das amostras.

As interações entre abelhas e plantas foram analisadas a partir da construção de matrizes bipartidas de interação para a floresta e a restauração. A estrutura das redes foi caracterizada utilizando métricas de conectância, especialização complementar (H2'), modularidade e aninhamento (NODF), que são adequadas para comparações entre áreas (Dehling, 2018; Mora & Dattilo, 2021). A conectância foi utilizada para avaliar a proporção de interações realizadas em relação ao total possível de interações na rede. A métrica H2' foi escolhida por quantificar o grau de especialização das redes de forma padronizada e independente do tamanho da matriz (Blüthgen et al., 2006). A modularidade foi utilizada para identificar a presença de grupos de espécies mais fortemente associadas entre si, refletindo compartimentalização da rede (Dormann & Strauss, 2014). Enquanto o aninhamento, calculado pelo índice NODF, avaliou padrões hierárquicos de organização das interações (Almeida-Neto et al., 2008).

Para avaliar se os níveis de especialização observados diferiam do esperado ao acaso, foram aplicados modelos nulos utilizando o algoritmo de Patefield, baseado em 1.000 permutações das matrizes de interação, preservando as frequências marginais das espécies. Esse procedimento permite testar se a estrutura observada resulta de processos ecológicos não aleatórios (Gotelli & Graves, 1996).

A dissimilaridade entre as redes de interação das áreas foi estimada utilizando a distância de Bray–Curtis aplicada aos vetores de interação. Esse índice foi escolhido por permitir quantificar diferenças estruturais entre redes considerando a frequência das interações compartilhadas e exclusivas entre os ambientes.

Todas as análises estatísticas e a elaboração dos gráficos foram realizadas no ambiente R (R Core Team, 2025). O cálculo do índice de Shannon, as estimativas de riqueza, as matrizes de distância, a PERMANOVA e o NMDS foram conduzidos com o pacote *vegan* (Oksanen et al., 2022). O cálculo das métricas de rede e os modelos nulos foram realizados por meio do pacote *bipartite* (Dormann et al., 2009).

2.3 Resultados

2.3.1 Inventário geral de abelhas sem ferrão

No total, foram amostrados 995 indivíduos de abelhas sem ferrão, distribuídos em 10 gêneros e 18 espécies (Tabela 2.2). A coleta em planta focal foi o método mais representativo, contabilizando 895 indivíduos (700 na floresta e 195 na área em restauração). As coletas em transecto e coletas livres adicionaram registros complementares à composição geral da comunidade, incluindo duas espécies dos gêneros *Melipona* e *Plebeia*, capturadas exclusivamente de forma livre.

Na floresta, o número de indivíduos foi melhor distribuído entre as espécies, com destaque para *Scaptotrigona xanthotricha*, *Tetragonisca angustula* e *Trigona spinipes*. Em contraste, a área de restauração apresentou maior dominância de *S. xanthotricha*, que representou aproximadamente 75% da abundância relativa local em plantas focais. As demais espécies apresentaram números consideravelmente menores de indivíduos. Espécies que ocorreram exclusivamente na floresta foram *Oxytrigona cagafogo* Müller, 1874, *Partamona helleri* (Fries, 1900), *Plebeia lucii* Moure, 2004, *Trigona fuscipennis* Fries, 1900, *Nannotrigona testaceicornis* (Lepelletier, 1836) e *Melipona marginata carioca* Moure, 1971. A única espécie registrada em todas as plantas das duas áreas foi *T. angustula*.

Tabela 2.2. Abundância de indivíduos de abelha sem ferrão (Apidae, Meliponini) amostrados com as metodologias de planta focal, coleta em transecto e coleta livre, em áreas de floresta e restauração no Parque Ecológico Mico-Leão-Dourado, Silva Jardim, RJ.

Espécie	Coleta em Planta focal		Coleta em transecto		Coleta livre	
	Nº indivíduos		Nº indivíduos		Nº indivíduos	
	Floresta	Restauração	Floresta	Restauração	Floresta	Restauração
<i>Melipona marginata carioca</i> Moure, 1971	6	-	-	-	-	-
<i>Melipona marginata marginata</i> Lepeletier, 1836	22	1	2	-	-	-
<i>Melipona quadrifasciata</i> Lepeletier, 1836	4	2	-	-	1	-
<i>Melipona</i> sp.	-	-	-	-	-	1
<i>Nannotrigona testaceicornis</i> (Lepeletier, 1836)	8	-	-	-	-	-
<i>Oxytrigona cagafogo</i> Müller, 1874	24	-	-	-	-	-
<i>Partamona helleri</i> (Friese, 1900)	58	-	3	-	12	-
<i>Plebeia droryana</i> (Friese, 1900)	2	1	-	-	1	-
<i>Plebeia lucii</i> Moure, 2004	3	-	1	-	1	-
<i>Plebeia poecilochroa</i> Moure & Camargo, 1993	16	1	-	-	-	-
<i>Plebeia</i> sp.	-	-	-	-	1	1
<i>Scaptotrigona xanthotricha</i> Moure, 1950	286	146	-	-	2	-
<i>Schwarziana quadripunctata</i> (Lepeletier, 1836)	17	2	-	-	1	-
<i>Tetragona clavipes</i> (Fabricius, 1804)	50	4	7	14	4	-
<i>Tetragonisca angustula</i> (Latreille, 1811)	114	24	8	27	1	-
<i>Trigona braueri</i> Friese, 1900	1	-	-	1	4	-
<i>Trigona fuscipennis</i> Friese, 1900	7	-	-	-	-	-
<i>Trigona spinipes</i> (Fabricius, 1793)	82	14	-	5	-	2
Total	700	195	21	47	28	4

2.3.2 Riqueza e Diversidade de Espécies

A riqueza observada, a estimativa de riqueza potencial (Chao1) e a diversidade de espécies de abelhas sem ferrão (Índice de Shannon-Wiener) foram maiores na floresta em comparação à restauração (Tabela 2.3; Figura 2.2). Além da diferença observada, a área de restauração apresentou maior incerteza associada à sua estimativa de riqueza potencial.

Tabela 2.3. Métricas de diversidade (Riqueza observada, estimativa Chao1 ($\pm$ DP) e diversidade (Shannon H')) das comunidades de abelhas sem ferrão amostradas em plantas focais compartilhadas entre as áreas de floresta e restauração.

Área	Riqueza observada	Estimativa Chao1 ($\pm$ DP)	Diversidade (Shannon H')
Floresta	12	14,89 $\pm$ 4,36	1,34
Restauração	8	12,30 $\pm$ 6,89	0,78

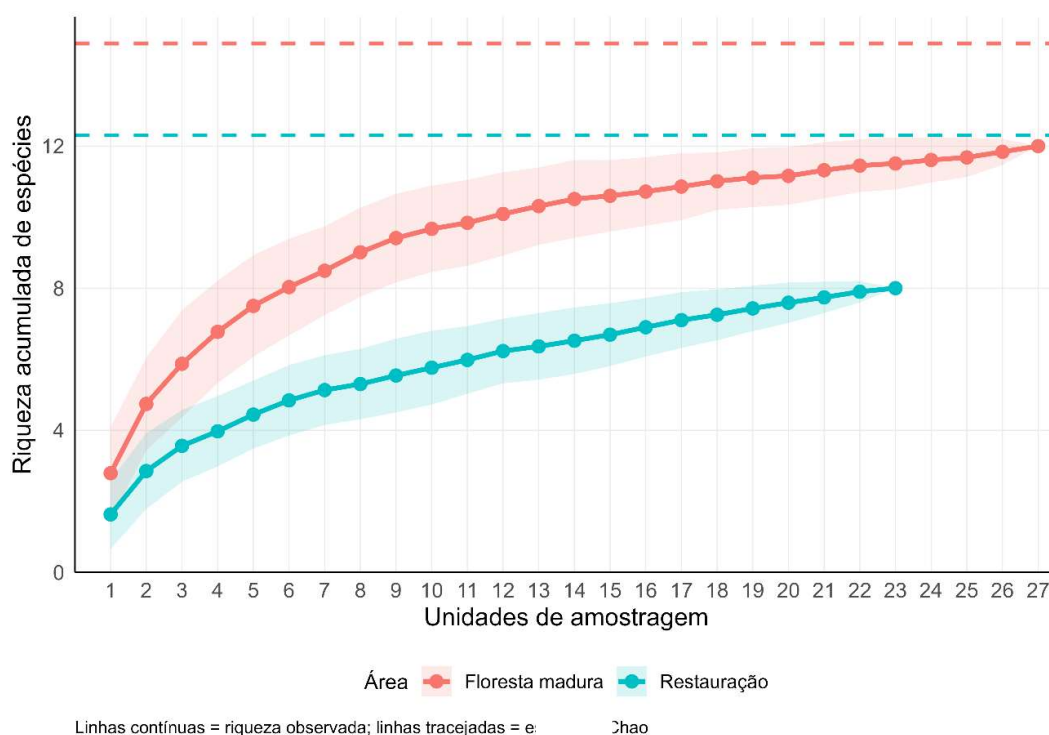


Figura 2.2. Curvas de acumulação de espécies de abelhas sem ferrão obtidas por permutação aleatorizada das unidades amostrais (horas de amostragem) para as áreas de floresta e restauração, em plantas focais. As linhas contínuas indicam a riqueza acumulada média observada, as áreas sombreadas correspondem ao desvio padrão (DP) e as linhas tracejadas indicam os valores da riqueza potencial esperada pelo estimador Chao1.

2.3.3 Estrutura e Composição da Comunidade

A estrutura e composição das comunidades de abelhas sem ferrão diferiu significativamente entre a floresta e a área de restauração, bem como entre as espécies de plantas focais (Tabela 2,4; Figura 2.3). Os resultados da PERMANOVA indicaram que a identidade da planta explicou a maior proporção da variação da comunidade, seguida pelo efeito da área. Esse padrão se manteve consistente independentemente da resolução temporal utilizada para definir a unidade amostral (Tabela 2.4). Não foram detectadas diferenças significativas na dispersão multivariada (betadisper) entre as áreas em nenhuma das abordagens ($p > 0,05$). A ordenação por NMDS apresentou um ajuste adequado (stress $\approx 0,10-0,11$), evidenciando a diferenciação das comunidades principalmente em função das espécies de plantas focais (Figura 2.3).

Tabela 2.4. Resultados da análise de PERMANOVA avaliando o efeito da identidade da planta focal e da área (floresta vs. restauração) sobre a composição da comunidade de abelhas sem ferrão, sob duas abordagens de agrupamento amostral.

Resolução da Unidade Amostral	Variável	R ²	p-valor
Alta (Hora=50 unidades)	Identidade da Planta	0,365	0,001
	Área	0,079	0,002
Conservadora (Planta=8 unidades)	Identidade da Planta	0,567	0,002
	Área	0,170	0,028

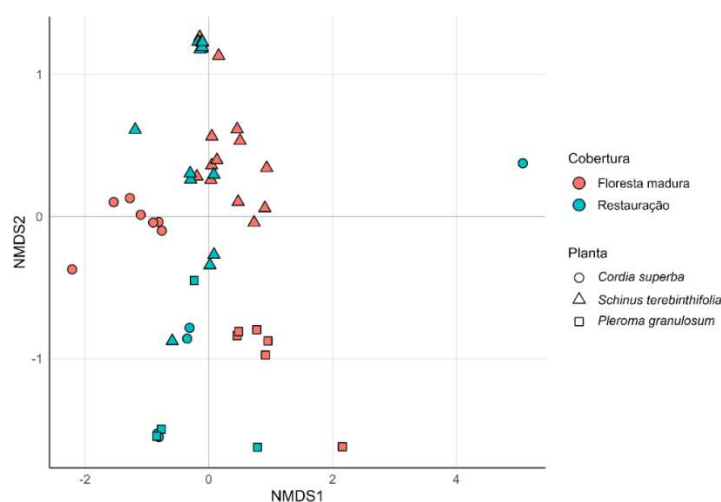


Figura 2.3. Ordenação por Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) baseada na distância de Bray-Curtis, representando a similaridade na composição de espécies de abelhas sem ferrão entre as unidades de amostragem (horas) nas áreas de floresta e restauração.

2.3.4 Redes de Interação Planta-Abelha

As redes de interação planta-abelha exibiram claras diferenças estruturais entre as áreas amostradas (Figura 2.4). A rede da floresta caracterizou-se por apresentar maiores níveis de especialização complementar (H2'), modularidade e aninhamento (NODF). Por outro lado, a rede da área em restauração apresentou um maior valor de conectância (Tabela 2.5).

A aplicação de modelos nulos confirmou que a estruturação de ambas as redes difere de processos puramente aleatórios, sendo significativamente mais especializadas do que o esperado ao acaso. No entanto, esse distanciamento em relação aos modelos nulos foi mais pronunciado no ambiente florestal (Tabela 2.5).

Tabela 2.5. Métricas estruturais das redes de interação planta-abelha e resultados dos modelos nulos para as áreas de floresta e restauração.

Métrica de Rede	Floresta	Restauração
Conectância	0,472	0,542
Especialização (H2')	0,756	0,420
Modularidade	0,260	0,106
Aninhamento (NODF)	40,25	22,33
Modelos Nulos (Especialização)		
H2' esperado ao acaso (H2'_null)	0,031	0,036
Estatística Z	63,95	10,60

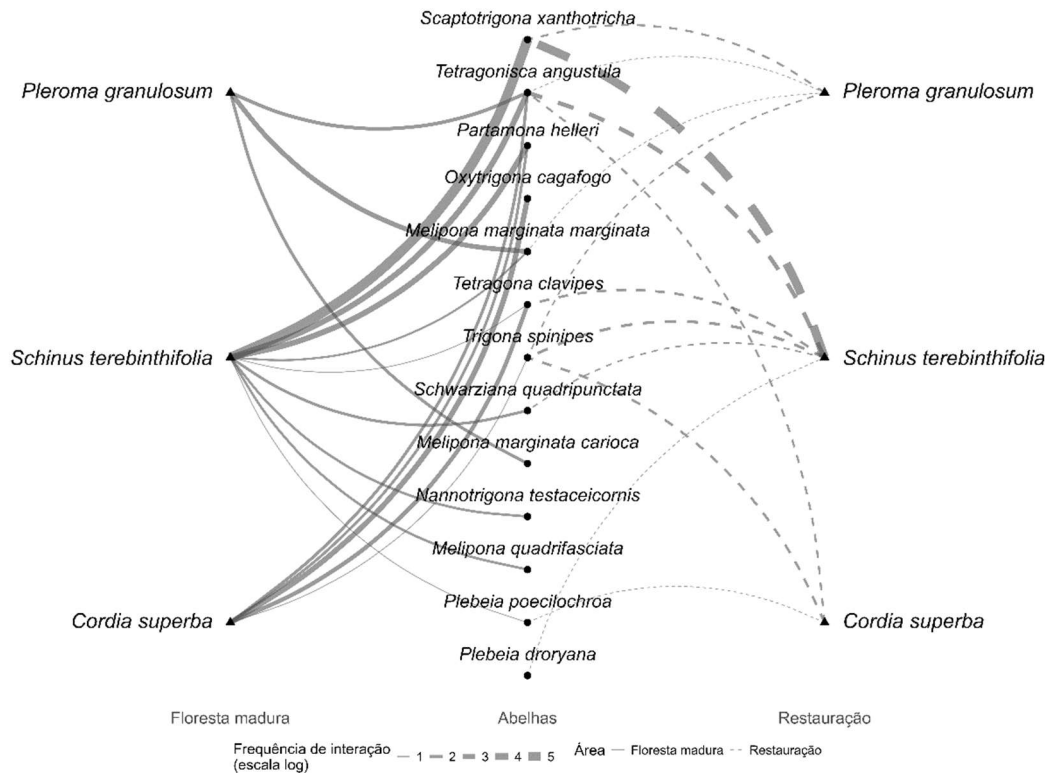


Figura 2.4. Redes de interação planta-abelha das áreas de floresta e restauração. A espessura das linhas de ligação é proporcional à frequência das interações e foi representada em escala logarítmica para facilitar a visualização de interações menos frequentes.

A dissimilaridade estrutural entre as redes de interação das duas áreas, quantificada pelo índice de Bray-Curtis aplicado aos vetores de interação, foi de 0,475.

2.4 Discussão

A diversidade e a composição de abelhas sem ferrão amostradas neste estudo refletem o potencial de conservação das abelhas tanto do fragmento florestal como das áreas em restauração. As 18 espécies de 10 gêneros registradas representam uma parcela expressiva da diversidade de Meliponini conhecida para a Mata Atlântica do estado do Rio de Janeiro. O Catálogo de Abelhas Moure (Moure et al., 2023) lista 32 espécies de abelhas, enquanto Almeida Campos et al. (2025) relatam 38 espécies manejadas por meliponicultores para o estado. Em uma escala regional, Moura-Moraes (2021) registrou 18 espécies de abelhas sem ferrão em um levantamento realizado na Reserva Biológica União,

a qual está localizada a cerca de 30 km do Parque Ecológico Mico-Leão-Dourado. A semelhança entre esse número e o registrado no presente estudo evidencia a importância da região para a conservação da diversidade de Meliponini e demonstra que o Parque Ecológico Mico-Leão-Dourado é capaz de sustentar uma comunidade representativa desse grupo.

A utilização de diferentes estratégias de amostragem contribuiu para a composição do inventário geral, mostrando que a complementariedade metodológica seja recomendada em estudos de ecologia de comunidades, por aumentar a probabilidade de registro de diferentes componentes da fauna (Colwell & Coddington, 1994; Steiner et al., 2010). As metodologias empregadas neste estudo apresentaram o mesmo princípio básico de coleta de abelhas diretamente nas flores, o que explica a elevada sobreposição entre as espécies registradas pelos diferentes métodos.

Ainda assim, a diferença no número de indivíduos e espécies coletadas demonstram que a concentração do esforço amostral em recursos florais específicos pode ser particularmente eficiente para caracterizar a comunidade de abelhas, enquanto buscas complementares podem contribuir para ampliar o inventário de espécies menos frequentes ou associadas a outros recursos e mecanismos de obtenção de recursos.

Ao comparar as duas áreas a partir do conjunto padronizado de plantas focais compartilhadas, a floresta apresentou maior riqueza observada e maior diversidade de espécies do que a área em restauração. Esse resultado sugere que, embora a restauração já seja capaz de sustentar uma comunidade diversificada de abelhas sem ferrão, a floresta ainda oferece condições mais favoráveis à manutenção de uma comunidade de abelhas mais rica e melhor distribuída.

A maioria das espécies de Meliponini depende de cavidades preexistentes para estabelecer suas colônias, e árvores de maior porte associadas a florestas maduras representam recursos importantes para sua permanência e dispersão. Nesse contexto, a presença de espécies de abelhas exclusivas na floresta pode refletir condições de habitat que ainda não foram completamente restabelecidas na área restaurada (Antonini et al., 2013; Silva et al., 2013b; Gruchowski-Woitowicz et al., 2022).

Embora a recuperação da cobertura vegetal possa proporcionar recursos florais capazes de atrair polinizadores, a disponibilidade de árvores de grande porte, cavidades

naturais e uma maior complexidade vertical da vegetação pode limitar o estabelecimento de algumas espécies durante os estágios iniciais da sucessão (Antonini et al., 2013; Montoya-Pfeiffer et al., 2020). Dessa forma, a menor riqueza registrada na restauração não necessariamente indica ausência de recuperação, mas sugere que a reorganização da comunidade de abelhas ocorre de forma gradual e pode depender da consolidação progressiva da estrutura do habitat.

A área em restauração também se caracterizou por uma distribuição desigual das abundâncias, com forte predominância de *S. xanthotricha*, que representou aproximadamente 75% dos indivíduos coletados. Em contraste, a comunidade da floresta apresentou uma maior distribuição entre as espécies. A elevada abundância de *S. xanthotricha* também está relacionada às características ecológicas do gênero *Scaptotrigona*, cujas colônias são altamente populosas e capazes de explorar intensamente fontes de alimento por meio de estratégias eficientes de forrageamento baseadas no recrutamento em massa por trilhas de feromônios (Roubik, 1989; Nieh, 2004; Lichtenberg et al., 2010).

Em ambientes simplificados ou em estágios iniciais de sucessão, espécies competitivas e com elevada capacidade de exploração dos recursos podem concentrar um maior número das interações disponíveis (Tylianakis et al., 2010; Williams, 2011). Assim, a menor diversidade observada na restauração parece estar associada não apenas à ocorrência de menor número de espécies, mas também à concentração dos indivíduos destas espécies em recursos específicos.

A morfologia e a forma de apresentação dos recursos florais podem favorecer ou restringir o acesso de visitantes específicos, ressaltando o papel dos atributos morfológicos das flores como filtros biológicos (Cesário & Gaglianone, 2008). *Schinus terebinthifolia*, por exemplo, apresenta flores pequenas (4mm) e abertas, que facilitam o acesso aos recursos florais e permitem a exploração por um amplo espectro de abelhas, o que pode explicar a maior diversidade de visitantes registrada nessa espécie (Lenzi & Orth, 2004; Braga, 2010; Steiner et al., 2010; Somavilla et al., 2018). Por outro lado, flores com características morfológicas mais restritivas podem selecionar subconjuntos específicos da comunidade. Em *Cordia superba*, a morfologia tubular das flores pode favorecer espécies

capazes de acessar recursos localizados no interior da corola (Lopes et al., 2016; Krishna & Keasar, 2018).

Da mesma forma, as anteras poricidas em *Pleroma granulosum* atuam como um importante filtro funcional, uma vez que a liberação eficiente do pólen está associada à polinização por vibração. Entre os Meliponini, essa capacidade está restrita às espécies do gênero *Melipona* (Buchmann, 1983), o que ajuda a explicar a maior ocorrência de *M. marginata* nessa planta. Outras espécies, como *Tetragonisca angustula*, podem utilizar pólen residual nas pétalas ou explorar anteras previamente danificadas (Rego et al., 2017).

Neste caso, o efeito dominante da identidade da planta sobre a composição indica que a ocorrência das interações não é determinada apenas pela disponibilidade de flores, mas também pela compatibilidade entre os atributos das plantas e as características funcionais das abelhas (Ferreira et al., 2020; Montoya-Pfeiffer et al., 2020). Embora o presente estudo não tenha mensurado diretamente traços como tamanho corporal ou comprimento das peças bucais, os padrões observados sugerem que essas características podem contribuir para explicar a ocorrência e a ausência de determinadas interações (Thorp, 2000; Ramalho, 2004; Garcia Bueno et al., 2023). Investigações futuras que integrem informações sobre traços funcionais das abelhas e características morfológicas das flores poderão aprofundar a compreensão desses mecanismos.

O contexto ambiental (floresta vs. restauração), embora tenha menor efeito que a identidade das plantas, também exerceu um efeito significativo na composição de espécies, sugerindo que características estruturais e paisagísticas, contribuem adicionalmente para moldar a composição das comunidades, mesmo entre plantas compartilhadas entre áreas. Assim, a identidade das plantas atua como um filtro imediato das interações, enquanto o contexto ambiental condiciona quais espécies estão disponíveis para explorar esses recursos (Lenzzi et al., 2003; Menz et al., 2011; Montoya-Pfeiffer et al., 2020).

As diferenças entre as áreas tornaram-se ainda mais evidentes quando as interações foram analisadas em nível de rede. A análise de similaridade indicou que floresta e restauração diferiram não apenas na composição das espécies, mas também na forma como plantas e abelhas se relacionaram.

A rede de interações na floresta apresentou maiores valores de especialização complementar, modularidade e aninhamento, enquanto a restauração apresentou maior

conectância e menor especialização. Em conjunto, essas diferenças sugerem que o fragmento florestal sustenta uma organização das interações mais estruturada, com maior diferenciação na utilização dos recursos, características relacionadas a ambientes que oferecem maior heterogeneidade de nichos (Viana et al., 2012; Ferreira et al., 2020). Por outro lado, a área em restauração apresenta certa simplificação ambiental, onde as relações são mais amplamente compartilhadas entre as espécies (Kaiser-Bunbury et al., 2010; Tylianakis et al., 2010; Williams, 2011; Kaiser-Bunbury & Blüthgen, 2015).

Os modelos nulos respaldam a existência de processos biológicos estruturando as interações nas duas áreas. Ambas redes apresentaram níveis de especialização superiores aos esperados ao acaso, validando as características já descritas (Blüthgen et al., 2006; Ferreira et al., 2020; Gruchowski-Woitowicz et al., 2020). No entanto, o afastamento em relação ao modelo nulo foi substancialmente maior na floresta. Esse resultado sugere que, embora a área restaurada já apresente mecanismos capazes de estruturar seletivamente as interações, esses processos se expressam de forma mais intensa na floresta, onde a organização funcional da comunidade é mais complexa (Ferreira et al., 2020; Montoya-Pfeiffer et al., 2020).

Em conjunto, os resultados apontam que a recuperação da estrutura da vegetação não implica necessariamente a recuperação simultânea e equivalente das comunidades animais e suas interações ecológicas (Dixon, 2009; Menz et al., 2011). Embora áreas em processo de restauração consigam atrair polinizadores e restabelecer o transporte funcional de pólen, estas frequentemente permanecem funcionalmente distintas de fragmentos conservados (Montoya-Pfeiffer et al., 2020).

Nesse sentido, se ressalta a importância de incorporar indicadores funcionais à avaliação da restauração ecológica. A presença de espécies ou o restabelecimento da cobertura vegetal, isoladamente, podem não refletir plenamente a recuperação dos processos ecológicos. Neste estudo, a análise integrada da comunidade de abelhas sem ferrão e das redes de interação permitiu identificar diferenças que não seriam evidenciadas apenas pela presença dos organismos. Assim, o uso conjunto de métricas de diversidade e de estrutura das interações constitui uma abordagem complementar para o monitoramento da restauração florestal, permitindo acompanhar não apenas o retorno da biodiversidade, mas também a reorganização dos processos ecológicos ao longo do tempo.

2.5 Conclusão

Pode-se afirmar que a restauração florestal favorece a recuperação da biodiversidade e das interações ecológicas, mas esse processo ocorre de forma gradual e não necessariamente acompanha a recuperação da estrutura da vegetação. A área restaurada no Parque Ecológico Mico-Leão-Dourado encontra-se, portanto, em um processo de restabelecimento das funções ecológicas, em que a organização das interações entre plantas e abelhas sem ferrão ainda difere daquela observada na floresta de referência.

Nesse contexto, conclui-se que a avaliação da restauração deve ir além de indicadores tradicionais de riqueza e composição, incorporando também aspectos funcionais das interações ecológicas. A análise integrada das comunidades de abelhas sem ferrão e das redes planta-abelha mostrou-se, assim, uma abordagem relevante para acompanhar diferentes dimensões da recuperação ecológica e avaliar de forma mais abrangente o avanço dos processos de restauração.

2.6 Referências

- Almeida-Neto, M., Guimarães, P., Guimarães, P. R., Loyola, R. D., & Ulrich, W. (2008). A consistent metric for nestedness analysis in ecological systems: reconciling concept and measurement. *Oikos*, 117(8), 1227–1239. <https://doi.org/10.1111/J.0030-1299.2008.16644.X>
- Almeida Campos, J. L., Miranda, A. S., & Araújo, V. A. (2025). Factors affecting the use and preference of stingless bees in the state of Rio de Janeiro, Brazil: implications for conservation. *Ethnobiology and Conservation*, 14(July). <https://doi.org/10.15451/ec2025-07-14.26-1-15>
- Anderson, M. J. (2017). Permutational Multivariate Analysis of Variance (PERMANOVA). *Wiley StatsRef: Statistics Reference Online*, 1–15. <https://doi.org/10.1002/9781118445112.STAT07841>
- Antonini, Y., Martins, R. P., Aguiar, L. M., & Loyola, R. D. (2013). Richness, composition and trophic niche of stingless bee assemblages in urban forest remnants. *Urban Ecosystems*, 16(3), 527–541. <https://doi.org/10.1007/s11252-012-0281-0>
- Aroeira, A., Dietz, J., Dietz, L. A., & Ferraz, L. P. (2020). *AMLD Relatório Anual 2020*.
- Blüthgen, N., Menzel, F., & Blüthgen, N. (2006). Measuring specialization in species interaction networks. *BMC Ecology* 2006 6:1, 6(1), 9-. <https://doi.org/10.1186/1472-6785-6-9>
- Braga, J. (2010). *A ocorrência de apiformes (Hymenoptera) em fragmentos da Mata Atlântica e respostas ecológicas para seu desenvolvimento sustentável*. Universidad Federal Rural de Rio de Janeiro.
- Buchmann, S. L. (1983). Buzz pollination in angiosperms. In C. E. Jones & R. J. Little (Eds.), *Handbook of Experimental Pollination Biology* (pp. 73–113). Van Nostrand

- Reinhold Company.
- Bueno, F. G. B., Kendall, L., Alves, D. A., Tamara, M. L., Heard, T., Latty, T., & Gloag, R. (2023). Stingless bee floral visitation in the global tropics and subtropics. *Global Ecology and Conservation*, 43, e02454. <https://doi.org/10.1016/J.GECCO.2023.E02454>
- Camargo, J., & Pedro, S. (2003). Meliponini neotropicais: o gênero *Partamona* Schwarz, 1939 (Hymenoptera, Apidae, Apinae) - bionomia e biogeografia. In *Revista Brasileira de Entomologia* (Vol. 47, pp. 311–372).
- Cesário, L. F., & Gaglianone, M. C. (2008). Biologia floral e fenologia reprodutiva de *Schinus terebinthifolius* Raddi (Anacardiaceae) em Restinga do Norte Fluminense. *Acta Botanica Brasilica*, 22(3), 828–833. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062008000300018>
- Colwell, R. K., & Coddington, J. A. (1994). *Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation*.
- Dehling, D. M. (2018). The Structure of Ecological Networks. In W. Dáttilo & V. Rico-Gray (Eds.), *Ecological Networks in the Tropics* (pp. 29–42). Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-68228-0_3
- Delaplane, K. S. (2023). *Crop pollination by bees, Volume 2: Individual crops and their bees*. CABI International. <https://doi.org/10.1079/9781786393548.0000>
- Denslow, J. S. (1996). Functional Group Diversity and Responses to Disturbance. In G. H. Orians, R. Dirzo, & J. H. Cushman (Eds.), *Biodiversity and Ecosystem Processes in Tropical Forests* (pp. 127–151). Springer, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-642-79755-2_7
- Deprá, M. S., Evans, D. M., & Gaglianone, M. C. (2022). Pioneer herbaceous plants contribute to the restoration of pollination interactions in restinga habitats in tropical Atlantic Forest. *Restoration Ecology*, 30(4), e13544. [/doi/pdf/10.1111/rec.13544](https://doi.org/10.1111/rec.13544)
- Devoto, M., Bailey, S., Craze, P., & Memmott, J. (2012). Understanding and planning ecological restoration of plant-pollinator networks. *Ecology Letters*, 15(4), 319–328. <https://doi.org/10.1111/J.1461-0248.2012.01740.X>
- Dixon, K. W. (2009). Pollination and restoration. *Science*, 325(5940), 571–573. <https://doi.org/10.1126/science.1176295>
- Dormann, C. F., & Strauss, R. (2014). A method for detecting modules in quantitative bipartite networks. *Methods in Ecology and Evolution*, 5(1), 90–98. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12139>
- Ferreira, P. A., Boscolo, D., Lopes, L. E., Carvalheiro, L. G., Biesmeijer, J. C., da Rocha, P. L. B., & Viana, B. F. (2020). Forest and connectivity loss simplify tropical pollination networks. *Oecologia* 2020 192:2, 192(2), 577–590. <https://doi.org/10.1007/S00442-019-04579-7>
- Forup, M. L., Henson, K. S. E., Craze, P. G., & Memmott, J. (2008). The restoration of ecological interactions: Plant-pollinator networks on ancient and restored heathlands. *Journal of Applied Ecology*, 45(3), 742–752. <https://doi.org/10.1111/J.1365-2664.2007.01390.X>
- Freitas, M. (2021). *Mapa dos plantios realizados na fazenda Igarapé*.
- Garcia Bueno, F., Kendall, L., Araujo Alves, D., Lequerica Tamara, M., Heard, T., Latty, T., & Gloag, R. (2023). Stingless bee floral visitation in the global tropics and subtropics. *Global Ecology and Conservation*, 43, e02454. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.gecco.2023.e02454>

- Giannini, T. C., Alves, D. A., Alves, R., Cordeiro, G. D., Campbell, A. J., Awade, M., Bento, J. M. S., Saraiva, A. M., & Imperatriz-Fonseca, V. L. (2020). Unveiling the contribution of bee pollinators to Brazilian crops with implications for bee management. *Apidologie* 2019 51:3, 51(3), 406–421. <https://doi.org/10.1007/S13592-019-00727-3>
- Giannini, T. C., Boff, S., Cordeiro, G. D., Cartolano, E. A., Veiga, A. K., Imperatriz-Fonseca, V. L., & Saraiva, A. M. (2015). Crop pollinators in Brazil: a review of reported interactions. *Apidologie* 2014 46:2, 46(2), 209–223. <https://doi.org/10.1007/S13592-014-0316-Z>
- Gotelli, N. J. ., & Graves, G. R. . (1996). *Null models in ecology*.
- Gruchowski-Woitowicz, F. C., da Silva, C. I., & Ramalho, M. (2020). Experimental field test of the influence of generalist stingless bees (*Meliponini*) on the topology of a bee–flower mutualistic network in the tropics. *Ecological Entomology*, 45(4), 854–866. <https://doi.org/10.1111/EEN.12862>
- Gruchowski-Woitowicz, F. C., de Oliveira, F., Bazílio, S., Garcia, C. T., Castilho, J. A., & de Oliveira, F. F. (2022). What Can Restoration Do for Bee Communities? An Example in the Atlantic Rainforest in Paraná State, Southern Brazil. *Neotropical Entomology*, 51(2), 230–242. <https://doi.org/10.1007/S13744-022-00949-8>
- Flora e Funga do Brasil* (2026). Jardim Botânico do Rio de Janeiro <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/Acesso em: 15 de maio de 2026>
- Kaiser-Bunbury, C. N., & Blüthgen, N. (2015). Integrating network ecology with applied conservation: a synthesis and guide to implementation. *AoB PLANTS*, 7. <https://doi.org/10.1093/AOBPLA/PLV076>
- Kaiser-Bunbury, C. N., Muff, S., Memmott, J., Müller, C. B., & Caflisch, A. (2010). The robustness of pollination networks to the loss of species and interactions: A quantitative approach incorporating pollinator behaviour. *Ecology Letters*, 13(4), 442–452. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01437.x>
- Krishna, S., & Keasar, T. (2018). Morphological Complexity as a Floral Signal: From Perception by Insect Pollinators to Co-Evolutionary Implications. *International Journal of Molecular Sciences*, 19(6), 1681. <https://doi.org/10.3390/IJMS19061681>
- Lenzi, M., & Orth, A. I. (2004). Fenologia reprodutiva, morfologia e biologia floral de *Schinus terebinthifolius* Raddi (Anacardiaceae), em restinga da Ilha de Santa Catarina, Brasil. *Biotemas*, 17(2), 67–89. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062008000300018>
- Lenzzi, M., Orth, A. I., & Laroca, S. (2003). Associação das abelhas silvestres (Hym., Apoidea) visitantes das flores de *Schinus terebinthifolius* (Anacardiaceae), na Ilha de Santa Catarina (sul do Brasil). *Acta Biológica Paranaense*, 32, 107–127. <https://doi.org/10.5380/abpr.v32i0.621>
- Lichtenberg, E. M., Imperatriz-Fonseca, V. L., & Nieh, J. C. (2010). Behavioral suites mediate group-level foraging dynamics in communities of tropical stingless bees. *Insectes Sociaux*, 57(1), 105. <https://doi.org/10.1007/S00040-009-0055-8>
- Lopes, T. do N., Verçosa, F. de C., & Missagia, C. C. C. (2016). Fenologia reprodutiva e visitantes florais de *Cordia superba* Cham. (Boraginaceae) na vegetação da restinga de Grumari, Rio de Janeiro. *Revista de Biologia Neotropical / Journal of Neotropical Biology*, 12(1), 39–43. <https://doi.org/10.5216/rbn.v1i1.30357>
- Luke, D. (2015). *A User's Guide to Network Analysis in R*. Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-23883-8>
- Marques, M. C. M., Trindade, W., Bohn, A., & Grelle, C. E. V. (2021). *The Atlantic*

- Forest: An introduction to the megadiverse forest of South America* (pp. 3–23). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-55322-7_1
- Menz, M. H. M., Phillips, R. D., Winfree, R., Kremen, C., Aizen, M. A., Johnson, S. D., & Dixon, K. W. (2011). Reconnecting plants and pollinators: challenges in the restoration of pollination mutualisms. *Trends in Plant Science*, 16(1), 4–12. <https://doi.org/10.1016>
- Montoya-Pfeiffer, P. M., Rodrigues, R. R., & Alves dos Santos, I. (2020). Bee pollinator functional responses and functional effects in restored tropical forests. *Ecological Applications*, 30(3), 1–14. <https://doi.org/10.1002/eap.2054>
- Mora, F., & Dattilo, W. (2021). Introducción al Análisis de Redes de Interacciones Ecológicas entre Especies. In *Manual de métodos y herramientas para el análisis de información usando el lenguaje R* (pp. 100–127). UNAM.
- Morón, D., Adler, M., & Justiniano, H. (2023). *Abejas nativas de un paisaje productivo representativo de la chiquitania* (p. 59). Museo de Historia Natural Noel Kempff Mercado y Fundación para la Conservación del Bosque Chiquitano.
- Moure, J., Urban, D., & Melo, G. (2023). *Catalogue of Bees (Hymenoptera, Apoidea) in the Neotropical Region - online version*. <https://moure.cria.org.br/catalogue?id=117368>
- Nieh, James C. (2004). Recruitment communication in stingless bees (Hymenoptera, Apidae, Meliponini). *Apidologie*, 35, 159–182. <https://doi.org/10.1051/apido>
- Oliveira, R. E. de, & Engel, V. L. (2017). Indicadores de monitoramento da restauração na Floresta Atlântica e atributos para ecossistemas restaurados. *Scientia Plena*, 13(12). <https://doi.org/10.14808>
- Pacto pela Restauração da Mata Atlântica. (2023). *Pacto pela Restauração da Mata Atlântica*. <https://www.pactomataatlantica.org.br/>
- R Core Team. (2025). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing.
- Ramalho, M. (2004). Stingless bees and mass flowering trees in the canopy of Atlantic Forest: a tight relationship. *Acta Botanica Brasilica*, 18(1), 37–47. <https://doi.org/10.1590/s0102-33062004000100005>
- Rego, J. O., Oliveira, R., Jacobi, C. M., & Schlindwein, C. (2017). Constant flower damage caused by a common stingless bee puts survival of a threatened buzz-pollinated species at risk. *Apidologie*, 49(2), 276–286. <https://doi.org/10.1007/S13592-017-0552-0>
- Rodrigues, R. R., Lima, R. A. F., Gandolfi, S., & Nave, A. G. (2009). On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological Conservation*, 142(6), 1242–1251. <https://doi.org/10.1016>
- Roubik, D. W. (Ed.). (1989). *Ecology and Natural History of Tropical Bees*. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511574641>
- Roubik, D. W. (2023). Stingless Bee (Apidae: Apinae: Meliponini) Ecology. *Annual Review of Entomology*, 68(Volume 68, 2023), 231–256. <https://doi.org/https://doi.org/10.1146/annurev-ento-120120-103938>
- Silva, M., Ramalho, M., & Monteiro, D. (2013). Diversity and habitat use by stingless bees (Apidae) in the Brazilian Atlantic Forest. *Apidologie* 2013 44:6, 44(6), 699–707. <https://doi.org/10.1007/S13592-013-0218-5>
- Silveira, F. A., Melo, G., & Almeida, E. (2002). *Abelhas Brasileiras: Sistemática e Identificação* (1st ed.).

- Slaa, E. J., Alejandro, L., Chaves, S., Sampaio, K., Hofstede, F. E., Slaa, E. J., Alejandro, L., Chaves, S., Malagodi-braga, K. S., Elisabeth, F., S, E. J., & S, L. A. (2006). Stingless bees in applied pollination : practice and perspectives. *Apidologie, Springer Verlag*, 37(2), 293–315.
- Society for Ecological Restoration (SER) International. (2004). *Princípios da SER International sobre a restauração ecológica*. www.ser.org
- Somavilla, A., Schoeninger, K., Nogueira, D. S., & Kohler, A. (2018). Diversidade de abelhas (Hymenoptera: Apoidea) e visitação floral em uma área de Mata Atlântica no Sul do Brasil. *EntomoBrasilis*, 11(3), 191–200. <https://doi.org/10.12741/ebrasilis.v11i3.800>
- SOS Mata Atlântica. (2025). *Mata Atlântica*. <https://www.sosma.org.br/causas/mata-atlantica>
- Steiner, J., Zillikens, A., Kamke, R., Feja, E. P., & de Barcellos Falkenberg, D. (2010). Bees and melittophilous plants of secondary Atlantic Forest habitats at Santa Catarina Island, southern Brazil. *Oecologia Australis*, 14(1), 16–39. <https://doi.org/10.4257/oeco.2010.1401.01>
- Thorp, R. W. (2000). The collection of pollen by bees. *Plant Systematics and Evolution*, 222(1–4), 211–223. <https://doi.org/10.1007/BF00984103>
- Tylianakis, J. M., Laliberté, E., Nielsen, A., & Bascompte, J. (2010). Conservation of species interaction networks. *Biological Conservation*, 143(10), 2270–2279. <https://doi.org/10.1016>
- Viana, B. F., Boscolo, D., Mariano Neto, E. marianon@gmail.com, Lopes, L., Lopes, A., Ferreira, P., Pigozzo, C. M., & Primo, L. (2012). How well do we understand landscape effects on pollinators and pollination services? *Journal of Pollination Ecology*, 7(5), 31–41. [https://doi.org/10.26786/1920-7603\(2012\)2](https://doi.org/10.26786/1920-7603(2012)2)
- Williams, N. M. (2011). Restoration of Nontarget Species: Bee Communities and Pollination Function in Riparian Forests. *Restoration Ecology*, 19, 450–459. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2010.00707.x>

3 Considerações finais

A presente dissertação contribui para o entendimento da recuperação das comunidades de abelhas sem ferrão (Meliponini) em áreas de Mata Atlântica em processo de restauração como um fenômeno multidimensional, que depende tanto da disponibilidade de recursos de forrageamento quanto de sítios de nidificação. Ao integrar a análise da ocupação de ninhos e substratos naturais (Capítulo 1) com a estruturação das redes de interação planta-abelha (Capítulo 2), os resultados evidenciam que a recuperação da estrutura vegetal e a restauração plena das funções ecológicas e mutualísticas da comunidade podem exigir tempos e ações diferenciadas.

O principal fator estruturante identificado nesta transição entre a floresta e a restauração é o "filtro de nidificação". Como demonstrado no Capítulo 1, plantios de restauração jovens (7 a 8 anos) ainda não possuem árvores com portes suficientes para a formação de ocos naturais, processo que pode levar décadas ou séculos. Essa escassez de cavidades atua como um fator limitante para o estabelecimento de espécies de abelhas que dependem de grandes ocos, como as do gênero *Melipona*. Como consequência, a comunidade que consegue se estabelecer ou forragear na área em restauração é composta predominantemente por espécies com alta plasticidade ecológica, como *Tetragonisca angustula*, *Trigona spinipes* e *Scaptotrigona xanthotricha*.

Esse filtro imposto pela falta de locais de nidificação reflete-se diretamente na dinâmica de forrageamento e na arquitetura das redes de interação documentadas no Capítulo 2. A abundância de *S. xanthotricha* na área em restauração molda uma rede de interação planta-abelha caracterizada por alta conectância e baixa especialização. Essa simplificação da rede é a resposta funcional esperada em ecossistemas, onde poucas espécies pioneiras e generalistas monopolizam os recursos florais disponíveis, contrastando com a rede mais estruturada observada na floresta.

Portanto, a principal síntese deste trabalho é que a presença de recursos florais, ditada pela identidade das plantas, não garante por si só o restabelecimento da comunidade original de polinizadores se os requisitos de nidificação não forem atendidos. A área de restauração, embora consiga atrair polinizadores de áreas adjacentes e restabelecer o transporte funcional de pólen de forma emergencial, encontra-se ainda funcionalmente e estruturalmente distinta do ecossistema de referência.

3.1 Implicações para a Conservação e Restauração

Esses achados trazem implicações práticas diretas para os projetos de restauração ecológica. Fica evidente que diferentes componentes da integridade ecológica respondem em escalas temporais distintas. Para mitigar essa defasagem temporal e acelerar o retorno de uma comunidade de polinizadores mais diversa e complexa nas áreas de restauração, a suplementação de habitats por meio da instalação de cavidades artificiais (como validado no Capítulo 1) mostra-se como uma ferramenta de manejo eficaz e necessária. O uso de ninhos-isca de volumes variados pode atenuar a restrição de cavidades naturais, oferecendo suporte vital para as abelhas sem ferrão, enquanto a restauração atinge a maturidade estrutural necessária para sustentar interações ecológicas complexas e especializadas por conta própria.