



Universidade Estadual de Santa Cruz – UESC

Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade – PPGE CB

**Impacto do programa de remoção de abelhas africanizadas nos  
polinizadores e na polinização de espécies-chave para a Ararinha-azul**

Ana Flávia Rodrigues do Nascimento

Ilhéus, Bahia

Março de 2024



## **Impacto do programa de remoção de abelhas africanizadas nos polinizadores e na polinização de espécies-chave para a Ararinha-azul**

Ana Flávia Rodrigues do Nascimento

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade da Universidade Estadual de Santa Cruz como requisito para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação da Biodiversidade.

Orientadora: Profa. Dra. Larissa Rocha Santos

Coorientadora: Profa. Dra. Aline Andrade

Ilhéus, Bahia

Março de 2024

N244

Nascimento, Ana Flávia Rodrigues do.

Impacto do programa de remoção de abelhas africanizadas nos polinizadores e na polinização de espécies-chave para a Ararinha-azul / Ana Flávia Rodrigues do Nascimento. – Ilhéus, BA: UESC, 2024.

84 f. : il.

Orientadora: Larissa Rocha Santos.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual de Santa Cruz. Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade.

Inclui referências e apêndice.

1. Ecossistema – Conservação. 2. Ecologia da Caatinga. 3. Abelhas africanizadas – Controle. 4. Aves – Proteção – Brasil. I. Título.

CDD 577.1

## **Agradecimentos**

Gostaria de agradecer ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), Fundo Brasileiro para Biodiversidade (FUNBIO), Idea Wild pelo financiamento da coleta de dados e equipamentos. Ao CEMAFAUNA-UNIVASF pela disponibilidade laboratorial. À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado da Bahia (FAPESB) pela concessão da bolsa de mestrado e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo financiamento e disponibilização de verba PROAP que tornou possível a realização de parte das atividades de campo e da participação em eventos científicos.

Gratidão à minha orientadora Larissa Rocha que acompanhou de perto o desenvolvimento dessa pesquisa e se dedicou a ela desde o início. Obrigada por ser uma orientadora presente e paciente.

Gratidão à minha coorientadora, Aline Andrade, pela parceria de longas datas. Serei sempre grata a você pelos ensinamentos e experiências.

Aos membros do Laboratório de Ecologia Aplicada e do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade pelas contribuições científicas e convívio em laboratório.

Aos brigadistas, agentes temporários e analistas do ICMBio pelo trabalho em equipe em campo. Aos alunos da UNIVASF pela contribuição em laboratório. À Favízia e Márjorie pela identificação dos insetos. Ao Mario Herrera e ao Neander pelas contribuições com as análises estatísticas. Às secretárias do PPGECEB, Amábille e Mayra, por todas as orientações. Obrigada a todos pela paciência e contribuições!

Aos meus amigos do PPGECEB pela rede de apoio. Aos meus amigos de infância e do tempo de faculdade que sempre estão torcendo por mim e se importando. Gratidão!

Aos meus pais e meus irmãos que apoiam as minhas decisões e estão sempre presentes, seja fisicamente ou não. Vocês são a minha base!

## Sumário

<b>Resumo .....</b>	<b>6</b>
<b>Abstract .....</b>	<b>7</b>
<b>Introdução geral.....</b>	<b>8</b>
Capítulo 1.....	12
<b>Resumo .....</b>	<b>12</b>
<b>Abstract .....</b>	<b>13</b>
<b>Introdução .....</b>	<b>14</b>
<b>Material e Métodos .....</b>	<b>17</b>
<b>Resultados .....</b>	<b>23</b>
<b>Discussão .....</b>	<b>27</b>
<b>Conclusão .....</b>	<b>29</b>
<b>MATERIAL SUPLEMENTAR .....</b>	<b>37</b>
Capítulo 2.....	40
<b>Resumo .....</b>	<b>40</b>
<b>Abstract .....</b>	<b>41</b>
<b>Introdução .....</b>	<b>42</b>
<b>Material e Métodos .....</b>	<b>45</b>
<b>Resultados .....</b>	<b>51</b>
<b>Discussão .....</b>	<b>60</b>
<b>Conclusão .....</b>	<b>63</b>
<b>MATERIAL SUPLEMENTAR .....</b>	<b>69</b>
<b>CONCLUSÕES GERAIS .....</b>	<b>83</b>

## Resumo

A abelha invasora, *Apis mellifera*, compete com animais nativos por recursos alimentares e reprodutivos. Isso motiva gestores de áreas protegidas a controlar essa espécie como uma solução para reestabelecer o equilíbrio natural. No entanto, é importante investigar como as práticas de controle afetam insetos visitantes florais e a polinização de plantas nativas. Aqui, avaliamos o efeito da retirada das colmeias de *A. mellifera* de ocos de árvores sobre a abundância dessas abelhas e de insetos visitantes florais nativos; avaliamos também a diversidade verdadeira e a dissimilaridade das comunidades dos insetos visitantes florais. Adicionalmente, sem considerar o tratamento, avaliamos o efeito da abundância de *A. mellifera* sobre a abundância e a riqueza dos insetos visitantes florais nativos. Investigamos o efeito da retirada das colmeias sobre o número de visitas e a probabilidade da polinização (visitas efetivas e tempo médio de visita) de *A. mellifera* e dos insetos visitantes florais nativos às flores de seis espécies de plantas importantes para Ararinha-azul (*Cyanopsitta spixii* (Wagler, 1832)) nas unidades de conservação da Ararinha Azul, em Curaçá – BA. A coleta dos insetos se deu por meio de armadilhas *pan traps* e rede de varredura direcionada em manchas florais, e as observações das visitas florais foram realizadas em pelo menos três indivíduos de cada espécie em áreas submetidas e não submetidas ao tratamento das colmeias ao mesmo tempo e áreas amostradas antes e após o tratamento entre os anos de 2022 e 2023. Nosso resultado revela que a retirada da colmeia não afetou a abundância de *A. mellifera* na área, sem causar efeito significativo sobre a comunidade de insetos visitantes florais. Assim como, aumentou a diversidade verdadeira dos insetos visitantes florais. Também revelamos que, sem considerar a remoção da colmeia, áreas com maior abundância de *A. mellifera* também tem maior abundância de insetos visitantes florais, mas não necessariamente uma maior riqueza de insetos nativos. Além disso, nosso estudo revela que *A. mellifera* tem um papel importante na polinização de plantas que são recurso alimentar para Ararinha-azul, e que, de modo geral, o tratamento das colmeias apresentou baixo impacto no número de visitas e na probabilidade da polinização tanto de *A. mellifera* quanto de insetos visitantes florais nativos. *A. mellifera* realizou aproximadamente metade das visitas florais registradas, das quais em mais de 90% são efetivas, e ela visita todas as espécies de plantas estudadas, exceto *Monteverdia rigida*, enquanto o número de visitas dos insetos visitantes florais nativos em *M. rigida* foi reduzido pela remoção da colmeia. Essa remoção aumentou o tempo médio de visita, por *A. mellifera* em *Cenostigma pyramidale* e por insetos nativos em *Cnidoscolus quercifolius*. Assim, apesar da importância do controle das colmeias de *A. mellifera* em potenciais ninhos de psitacídeos, é preciso considerar que esse controle tem o potencial de atingir a comunidade de insetos polinizadores nativos, com possibilidade de afetar a polinização de plantas cujos frutos são alimentos para as aves.

**Palavras-chave:** Caatinga. Unidades de Conservação. Controle de espécies. *Cyanopsitta spixii*

## Abstract

The invasive honey bee, *Apis mellifera*, competes with native animals for food and reproductive resources. This motivates protected area managers to control this species as a solution to reestablish natural balance. However, it is important to investigate how control practices affect floral visiting insects and the pollination of native plants. Here, we evaluate the effect of removing *A. mellifera* hives from tree hollows on the abundance of these bees and native floral visiting insects; we also assess the true diversity and dissimilarity of the floral visiting insect communities. Additionally, regardless of treatment, we evaluate the effect of *A. mellifera* abundance on the abundance and richness of native floral visiting insects. We investigate the effect of hive removal on the number of visits and pollination probability (effective visits and average visit time) of *A. mellifera* and native floral visiting insects to the flowers of six important plant species for the Spix's Macaw (*Cyanopsitta spixii* (Wagler, 1832)) in the Spix's Macaw conservation units in Curaçá – BA. Insect collection was done using pan traps and targeted sweep nets in floral patches, and floral visit observations were carried out on at least three individuals of each species in treated and untreated areas simultaneously, and areas sampled before and after treatment between the years 2022 and 2023. Our results reveal that hive removal did not affect the abundance of *A. mellifera* in the area, and not did it have a significant effect on the community of floral visiting insects. Furthermore, it increased the true diversity of floral visiting insects. We also revealed that, without considering hive removal, areas with higher abundance of *A. mellifera* also have higher abundance of floral visiting insects, but not necessarily higher richness of native insects. Additionally, our study reveals that *A. mellifera* plays an important role in the pollination of plants that are food resources for the Spix's Macaw, and that, overall, hive treatment had low impact on the number of visits and pollination probability of both *A. mellifera* and native floral visiting insects. *A. mellifera* performed approximately half of the recorded floral visits, over 90% of which were effective, and it visited all studied plant species except *Monteverdia rigida*, while the number of visits by native floral visiting insects to *M. rigida* was reduced by hive removal. This removal increased the average visit time by *A. mellifera* in *Cenostigma pyramidale* and by native insects in *Cnidoscolus quercifolius*. Therefore, despite the importance of controlling *A. mellifera* hives in potential psittacine nests, it is necessary to consider that this control has the potential to impact the native pollinator insect community, possibly affecting the pollination of plants whose fruits are food for the birds.

**Keywords:** Caatinga. Conservation Units. Species control. *Cyanopsitta spixii*.

## Introdução geral

As espécies vivem interrelacionadas por uma teia de interações, sejam mutualistas, competidores, predadores, parasitas e outros inimigos, que são fundamentais para manter o equilíbrio ecológico. Essa estabilidade pode ser alterada por uma perturbação que desencadeia uma série de respostas (DONOHUE et al., 2016). Tal perturbação pode ser causada pela entrada de espécies invasoras em um ecossistema, que tem seu desenvolvimento favorecido no ambiente, mas causam impactos negativos sobre as espécies nativas (SU et al., 2022a). Por meio de competição por recursos alimentares e reprodutivos, por exemplo, espécies invasoras podem limitar a disponibilidade de recursos no ambiente causando instabilidade nos ecossistemas (PACÍFICO et al., 2020).

Uma das espécies invasoras mais bem sucedidas é a abelha eussocial *Apis mellifera* Linnaeus, 1758. Seu sucesso é reflexo da sua importância para as atividades econômicas, sendo fundamental o seu manejo e criação em áreas agrícolas para garantir a polinização das lavouras e a produção de mel em todo o mundo (GIANNINI et al., 2015, 2020; SANTOS et al., 2018). Além de estar presente e de ser abundante em áreas agrícolas, *A. mellifera* também é registrada em áreas naturais (HENRY; RODET, 2018; VALIDO; RODRÍGUEZ-RODRÍGUEZ; JORDANO, 2019). Ela deixou de ser apenas uma solução agrícola para ser um problema ecológico, porque compete por recursos com as espécies nativas, e vem causando impactos ecológicos para a fauna e flora nativa (CUNNINGHAM et al., 2022; SU et al., 2022). *A. mellifera* pode superar em abundância os insetos polinizadores nativos, assim, ela pode esgotar os recursos florais e diminuir a disponibilidade deles para os nativos (HUNG et al., 2018; MALLINGER; GAINES-DAY; GRATTON, 2017), e ainda pode comprometer o sucesso reprodutivo das plantas, já que ela é capaz de esgotar os recursos florais sem realizar efetivamente a polinização (REQUIER et al., 2019).

*A. mellifera* também compete por cavidades naturais com aves, principalmente com psitacídeos. Enquanto as abelhas utilizam o espaço como moradia, as aves o utilizam para se reproduzir. A ocupação dessas cavidades por *A. mellifera* pode reduzir a oferta desse recurso para as aves, impedindo o seu sucesso reprodutivo (BONAPARTE; COCKLE, 2017; PACÍFICO et al., 2020). Em resposta a este problema, alguns programas de conservação propõem o controle químico da população de *A. mellifera*, visando principalmente proteger espécies e habitats ameaçados de extinção (HENRY; RODET, 2018; IWASAKI; HOGENDOORN, 2022), principalmente em unidades de conservação



no Brasil (PACÍFICO et al., 2020). Portanto, o controle de *A. mellifera* pode representar uma solução para restaurar o equilíbrio natural, pois pode mitigar os impactos dessa espécie sobre espécies autóctones.

A ocupação de ocos de árvores por *A. mellifera* nas unidades de conservação da Ararinha Azul parece ameaçar a reprodução das aves da Caatinga, em especial os psitacídeos, como a Ararinha-azul (*Cyanopsitta spixii* (Wagler, 1832)) (BARROS et al., 2012), uma espécie considerada extinta na natureza e reintroduzida pela primeira vez em 2022 (PURCHASE et al., 2024). Assim, o Plano de Ação Nacional para a Conservação da Ararinha-azul prevê: “Realizar controle da espécie exótica invasora *Apis mellifera* em potenciais ninhos de psitacídeos em ocos de árvores, principalmente na área de soltura da Ararinha-azul”. Atendendo à esta demanda, o controle de *A. mellifera* vem sendo realizado desde o ano de 2021 em cavidades naturais de árvores utilizando intervenções químicas e físicas para remover as colmeias das cavidades. No entanto, é preciso avaliar se há efeitos colaterais dessa intervenção sobre os insetos polinizadores nativos e a polinização de plantas nativas da Caatinga.

Diante disso, no presente estudo investigamos como *A. mellifera* e a remoção de colmeias dessa abelha impactam os insetos polinizadores e a polinização de espécies da Caatinga no refúgio de reintrodução da Ararinha-azul. Essa dissertação está disposta em dois capítulos, sendo que o capítulo 1, intitulado “Impacto das abelhas africanizadas e de seu controle sobre insetos polinizadores nativos nas Unidades de Conservação da Ararinha-azul”, visa avaliar o efeito da remoção de colmeias de *A. mellifera* sobre a abundância desta e sobre a abundância e diversidade de insetos visitantes florais nativos; e avaliar como a abundância de *A. mellifera*, considerando seu estado sem a intervenção da retirada de suas colmeias, afeta a abundância e a riqueza dos insetos visitantes florais nativos. O capítulo 2, intitulado “Impacto do tratamento das colmeias das abelhas africanizadas na polinização de plantas nativas da Caatinga consumidas pela Ararinha-azul”, pretende avaliar o efeito da remoção das colmeias sobre o número de visitas florais e a probabilidade de polinização de *A. mellifera* e dos insetos visitantes florais nativos de seis espécies de plantas utilizadas como recurso alimentar pela Ararinha-azul.

### Referências bibliográficas

- BARROS, Y. DE M. et al. **PLANO DE AÇÃO NACIONAL PARA A CONSERVAÇÃO DA ARARINHA-AZUL *Cyanopsitta spixii***. Brasília: [s.n.]. Disponível em: <www.icmbio.gov.br>.
- BONAPARTE, E. B.; COCKLE, K. L. Nest niche overlap among the endangered Vinaceous-breasted Parrot (*Amazona vinacea*) and sympatric cavity-using birds, mammals, and social insects in the subtropical Atlantic Forest, Argentina. **Condor**, v. 119, n. 1, p. 58–72, 1 fev. 2017.
- CUNNINGHAM, S. A. et al. Density of invasive western honey bee (*Apis mellifera*) colonies in fragmented woodlands indicates potential for large impacts on native species. **Scientific Reports**, v. 12, n. 1, 1 dez. 2022.
- DONOHUE, I. et al. **Navigating the complexity of ecological stability**. **Ecology letters**, Blackwell Publishing Ltd, , 1 set. 2016.
- GIANNINI, T. C. et al. The Dependence of Crops for Pollinators and the Economic Value of Pollination in Brazil. **Journal of Economic Entomology**, v. 108, n. 3, p. 849–857, 1 jun. 2015.
- GIANNINI, T. C. et al. Unveiling the contribution of bee pollinators to Brazilian crops with implications for bee management. **Apidologie**, v. 51, n. 3, p. 406–421, 1 jun. 2020.
- HENRY, M.; RODET, G. Controlling the impact of the managed honeybee on wild bees in protected areas. **Scientific Reports**, v. 8, n. 1, 1 dez. 2018.
- HUNG, K. L. J. et al. The worldwide importance of honey bees as pollinators in natural habitats. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 285, n. 1870, 10 jan. 2018.
- IWASAKI, J. M.; HOGENDOORN, K. **Mounting evidence that managed and introduced bees have negative impacts on wild bees: an updated review**. **Current Research in Insect Science**, Elsevier B.V., , 1 jan. 2022.
- MALLINGER, R. E.; GAINES-DAY, H. R.; GRATTON, C. **Do managed bees have negative effects on wild bees?: A systematic review of the literature**. **PLoS ONE**, Public Library of Science, , 1 dez. 2017.
- PACÍFICO, E. C. et al. Experimental removal of invasive Africanized honey bees increased breeding population size of the endangered Lear’s macaw. **Pest Management Science**, v. 76, n. 12, p. 4141–4149, 1 dez. 2020.
- PURCHASE, C. et al. Reintroduction of the Extinct-in-the-Wild Spix’s Macaw (*Cyanopsitta spixii*) in the Caatinga Forest Domain of Brazil. **Diversity**, v. 16, n. 2, p. 80, 26 jan. 2024.
- REQUIER, F. et al. **The Conservation of Native Honey Bees Is Crucial**. **Trends in Ecology and Evolution**, Elsevier Ltd, , 1 set. 2019.

SANTOS, R. G. et al. Sombreamento de colmeias de abelhas africanizadas no Semiárido Brasileiro. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 12, n. 5, p. 828, 12 mar. 2018.

SU, R. et al. Introduced honey bees increase host plant abundance but decrease native bumble bee species richness and abundance. **Ecosphere**, v. 13, n. 6, 1 jun. 2022.

VALIDO, A.; RODRÍGUEZ-RODRÍGUEZ, M. C.; JORDANO, P. Honeybees disrupt the structure and functionality of plant-pollinator networks. **Scientific Reports**, v. 9, n. 1, 1 dez. 2019.

## Capítulo 1

### **Impacto das abelhas africanizadas e de seu controle sobre insetos polinizadores nativos nas Unidades de Conservação da Ararinha-azul**

**Ana Flávia Rodrigues do Nascimento<sup>1</sup>, Camile Lugarini<sup>2</sup>, Aline Candida Ribeiro Andrade e Silva<sup>3</sup>, Larissa Rocha Santos<sup>1</sup>**

<sup>1</sup> Universidade Estadual de Santa Cruz, PPG Ecologia e Conservação da Biodiversidade, Laboratório de Ecologia Aplicada à Conservação, Ilhéus, BA, Brasil

<sup>2</sup> Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Florianópolis, SC, Brasil

<sup>3</sup> Universidade Federal do Vale do São Francisco, Centro de Conservação e Manejo de Fauna da Caatinga, Petrolina, PE, Brasil

### **Resumo**

Devido às perturbações que a abelha invasora, *Apis mellifera*, é capaz de causar às espécies nativas, gestores de áreas protegidas são motivados a conduzir programas de controle desta espécie. Aqui, investigamos como a abundância das abelhas africanizadas e a retirada das suas colmeias de ocos de árvores impacta os insetos visitantes florais nativos no refúgio de reintrodução da Ararinha-azul. Mais especificamente, avaliamos o efeito dessa remoção sobre a abundância de *A. mellifera* e dos insetos nativos; avaliamos também a diversidade verdadeira e a dissimilaridade das comunidades dos insetos visitantes florais. Adicionalmente, sem considerar o tratamento, avaliamos o efeito da abundância de *A. mellifera* sobre a abundância e a riqueza dos insetos visitantes florais nativos. Esse estudo foi conduzido nas unidades de conservação da Ararinha Azul, em Curaçá – BA. A coleta dos insetos se deu por meio de armadilhas *pan traps* e rede de varredura direcionada em manchas florais em áreas submetidas e não submetidas ao tratamento das colmeias ao mesmo tempo e áreas amostradas antes e após o tratamento entre os anos de 2022 e 2023. Como resultado, vimos que a abundância de *A. mellifera* não foi reduzida no entorno devido à retirada da colmeia do oco, mas houve um efeito negativo na abundância de insetos nativos e um aumento na diversidade verdadeira. Por último, nossos resultados também revelaram que, sem considerar o tratamento, áreas com maior abundância de *A. mellifera* também têm maior abundância de insetos visitantes florais nativos, mas não necessariamente uma maior riqueza de insetos nativos. De maneira geral, consideramos que as técnicas empregadas para a retirada das colmeias de *A. mellifera* não impactou negativamente os insetos visitantes florais, tanto nativos quanto exóticos no ambiente, embora tenhamos visto uma redução na abundância de insetos nativos. Assim, recomendamos a continuação dessa investigação a longo prazo para acompanhar possíveis impactos desse manejo sobre a trajetória da comunidade de insetos polinizadores no refúgio de reintrodução da Ararinha-azul.

**Palavras-chave:** Espécie exótica. *Apis mellifera*. Competição. Riqueza e abundância.

## Abstract

Due to the disturbances caused by the invasive honey bee, *Apis mellifera*, to native species, managers of protected areas are motivated to conduct control programs for this species. Here, we investigate how the abundance of Africanized honey bees and the removal of their hives from tree hollows impact native floral visiting insects in the reintroduction refuge of the Spix's Macaw. Specifically, we evaluate the effect of this removal on the abundance of *A. mellifera* and native insects; we also assess the true diversity and dissimilarity of the floral visiting insect communities. Additionally, regardless of treatment, we evaluate the effect of *A. mellifera* abundance on the abundance and richness of native floral visiting insects. This study was conducted in the Unidades de Conservação da Ararinha Azul in Curaçá – BA. Insect collection was done using pan traps and targeted sweep nets in floral patches in areas subjected to and not subjected to hive treatment simultaneously, as well as areas sampled before and after the treatment between the years 2022 and 2023. As a result, we found that the abundance of *A. mellifera* was not reduced in the environment due to hive removal from the hollow, but there was a negative effect on the abundance of native insects and an increase in true diversity. Lastly, our results also revealed that, without considering the treatment, areas with higher abundance of *A. mellifera* also have higher abundance of native floral visiting insects, but not necessarily higher richness of native insects. Overall, we consider that the techniques employed for the removal of *A. mellifera* hives did not negatively impact the floral visiting insects, both native and exotic, in the environment, although we observed a reduction in the abundance of native insects. Therefore, we recommend continuing this investigation in the long term to monitor potential impacts of this management on the trajectory of the pollinators insect community in the reintroduction refuge of the Spix's Macaw.

**Keywords:** Alien species. *Apis mellifera*. Competition. richness and abundance.

## Introdução

Espécies invasoras contribuem para a extinção de cerca de 20% das espécies no mundo (GOULSON, 2003; DUEÑAS et al., 2021). As ameaças causadas por espécies invasoras atingem desde a saúde humana, a produção econômica até os processos ecossistêmicos (HULME, 2006; OLLERTON, 2017). Elas também reduzem a riqueza e abundância de outras espécies afetando o funcionamento dos ecossistemas (BLACKBURN et al., 2011; LINDERS et al., 2019), como o comprometimento da polinização (FU et al., 2013) e da dispersão de sementes (MCCONKEY et al., 2012). Esses efeitos podem alterar a estrutura das comunidades (VILÀ et al., 2011) e a diversidade genética das populações (DLUGOSCH; PARKER, 2008). Assim, o estabelecimento de uma espécie exótica e invasora pode não somente trazer prejuízos à saúde humana e à economia como também pode marcar o fim de espécies nativas e da funcionalidade dos ecossistemas.

Uma das invasões biológicas mais rápidas e extensas conhecidas é a da abelha eussocial *Apis mellifera* Linnaeus, 1758. Essa abelha, no Brasil, foi originada a partir de cruzamentos, desde a década de 1950, entre a abelha africana da espécie *Apis mellifera scutellata* com as subespécies europeias *Apis mellifera mellifera*, *Apis mellifera ligustica*, *Apis mellifera caucasica* e *Apis mellifera carnica* (NOGUEIRA-NETO, 1964; SANTOS et al., 2018; HARPUR et al., 2020), conhecida popularmente como abelha africanizada (tratada ao longo do texto como *A. mellifera*). Devido a sua alta produtividade de mel e sua importância para a polinização de cultivos agrícolas, *A. mellifera* tem sido manejada em todo o mundo (GIANNINI et al., 2015, 2020; GARIBALDI et al., 2021). No entanto, sua presença não fica restrita a áreas agrícolas e urbanas, sendo registrada em diversas reservas naturais (HENRY; RODET, 2018; VALIDO; RODRÍGUEZ-RODRÍGUEZ; JORDANO, 2019; PACÍFICO et al., 2020). Dessa forma, ela passou de uma solução agrícola para um problema ecológico, onde compete por recursos com as espécies nativas, e vem causando impactos ecológicos significativos diretos para a fauna e flora nativa (GESLIN et al., 2017; CUNNINGHAM et al., 2022; SU et al., 2022).

Como uma espécie invasora, a *A. mellifera* pode esgotar os alimentos e os locais de nidificação utilizados por espécies nativas (DUPONT et al., 2004; MALLINGER; GAINES-DAY; GRATTON, 2017), induzindo mudanças na comunidade nativa, como alterações na composição das espécies de polinizadores e nas estruturas de rede de polinização (GIANNINI et al., 2015; VALIDO; RODRÍGUEZ-RODRÍGUEZ;

JORDANO, 2019). Na competição por pólen e néctar, *A. mellifera* pode repelir a presença de outros insetos os quais são induzidos a forragear em locais ou horários diferentes da *A. mellifera* (PAINI; ROBERTS, 2005). Embora a maioria das abelhas nativas seja capaz de coletar recursos em uma variedade de espécies de plantas (INOUE; YOKOYAMA, 2010; SILVA et al., 2012; NOVAIS; ABSY, 2015; SILVA-CORREIA et al., 2020), a competição ainda pode ter efeitos negativos sobre elas. Isto acontece porque elas podem ser forçadas a procurar recursos menos nutritivos, passar mais tempo procurando flores, ou forragear mais longe de seus ninhos (ZURBUCHEN et al., 2010; FRUND et al., 2013). O custo dessa mudança de comportamento pode influenciar na sobrevivência e fecundidade desses polinizadores, como já relatado para abelhas nativas sociais (STEFFAN-DEWENTER; TSCHARNTKE, 2000) e solitárias (PAINI; ROBERTS, 2005). Além disso, a extensão dos efeitos competitivos pode depender de muitos fatores, incluindo a disponibilidade geral de recursos no ambiente, e o grau de sobreposição de nicho entre a *A. mellifera* e abelhas nativas (MALLINGER; GAINES-DAY; GRATTON, 2017b). Diante disso, é notável que as abelhas invasoras contribuam com efeitos diretos e indiretos nos polinizadores nativos, pela competição por recursos alimentares e espaço, e que esses efeitos variam entre ambientes.

O controle de espécies invasoras é muitas vezes recomendado e realizado, e pode ser uma prioridade para os gestores de unidades de conservação. De maneira geral, tentativas de controle de espécies invasoras podem obter sucesso, quando o controle afeta apenas os grupos alvos, (GAIGHER et al., 2012; HOFFMANN et al., 2023) ou fracassarem, gerando impactos sobre espécies e ecossistemas nativos (MOONEY; CLELAND, 2001; ZAVALITA et al., 2001; LIEBHOLD; KEAN, 2019; NING et al., 2021). Dessa maneira, tais intervenções são potenciais para alterar a estabilidade ecológica devido a perda de espécies e funções.

No entanto, a falta de controle de espécies invasoras pode ameaçar programas de conservação de espécies ameaçadas de extinção. Como o caso de *A. mellifera*, que ameaça aves que dependem de cavidades naturais para se reproduzir (PACÍFICO et al., 2020). Uma solução para reduzir essa ameaça, é o controle químico das colmeias de *A. mellifera* em locais de nidificação de psitacídeos. Como o que é realizado em cavidades utilizadas por aves para nidificar, no Sul da Flórida (EFSTATHION; KERN, 2016). Esse controle também é aplicado no Brasil, como no Raso da Catarina, resultando no aumento do tamanho da população reprodutora da Arara-azul-de-lear (*Anodorhynchus leari*) que usa

essas cavidades para se reproduzir (PACÍFICO et al., 2020). Embora o controle das abelhas africanizadas ajude a aumentar as populações de aves nativas, é importante investigar o seu efeito secundário em insetos polinizadores no ambiente.

Diante do perigo que a *A. mellifera* representa a Ararinha-azul (BARROS et al., 2012), espécie rara reintroduzida pela primeira vez em 2022 após mais de 20 anos sem indivíduos na natureza (PURCHASE et al., 2024), uma das ações do Plano de Ação Nacional para a Conservação da Ararinha-azul prevê: “Realizar controle da espécie exótica invasora *Apis mellifera* em potenciais ninhos de psitacídeos em ocos de árvores, principalmente na área de soltura da Ararinha-azul”. Desse modo, nosso objetivo foi investigar como as abelhas africanizadas e a remoção das colmeias dessas abelhas impactam os insetos visitantes florais no refúgio de reintrodução da Ararinha-azul. Mais especificamente, avaliamos o efeito da retirada da colmeia de *A. mellifera* sobre a abundância dessa espécie e dos insetos visitantes florais nativos no ambiente; avaliamos também esse efeito sobre a diversidade verdadeira e a comunidade de insetos visitantes florais. Adicionalmente, avaliamos como a abundância de *A. mellifera* afeta a abundância e a riqueza dos insetos visitantes florais nativos. Esperamos que a retirada das colmeias reduza a abundância de *A. mellifera* e dos insetos visitantes florais nativos e reduza a diversidade verdadeira no ambiente, devido aos efeitos deletérios que os produtos podem causar sobre os insetos não alvos, refletindo uma menor abundância e diversidade. Para a comunidade de insetos visitantes florais, esperamos maior similaridade entre as áreas com remoção das colmeias, uma vez que um grupo comum mais resistente ao controle das colmeias permaneceria nas áreas após o tratamento. Sem considerar a remoção das colmeias, esperamos que uma alta abundância de *A. mellifera* reflita em uma menor abundância e riqueza de insetos visitantes florais nativos, em razão da alta abundância de *A. mellifera* nos recursos florais que causa competição entre eles (SIDDIQUI et al., 2021).



## Material e Métodos

### *Área de estudo*

A área de estudo está compreendida na Área de Proteção Ambiental (APA) e no Refúgio de Vida Silvestre (REVIS) da Ararinha Azul. A APA e o REVIS, com aproximadamente 90 mil e 30 mil hectares, respectivamente, estão localizados no Domínio Fitogeográfico da Caatinga (MORO, 2013; MORO et al., 2016), entre os municípios de Juazeiro e Curaçá, na região noroeste do estado da Bahia, Brasil (Figura 1). O clima regional é semiárido tropical muito quente (Bsh' no sistema de Köppen) (ALVARES et al., 2013). O índice de aridez é de 0,21, a temperatura média anual é de 24°C, enquanto a precipitação média é de 454 mm por ano. Apresenta uma longa estação seca com duração aproximada de nove meses, e uma estação chuvosa irregular, concentrada entre janeiro e abril (AB'SÁBER, 1974; VELLOSO; SAMPAIO; PAREYN, 2002; MORO et al., 2016).

Na APA e no REVIS a vegetação está separada em quatro tipos de Caatinga: de Pediplanos; de Pavimentos Rochosos; de Rios e Riachos Temporários; e de Terrenos Residuais (SOUZA-CAVALCANTI et al., 2020). O trabalho foi realizado na fitofisionomia definida como Caatinga de Rios e Riachos Temporários com planície aluvial com florestas densas a abertas (SOUZA-CAVALCANTI et al., 2020). Nesta fitofisionomia encontra-se a Caraibeira (*Tabebuia aurea* (Manso) Benth. & Hook), espécie arbórea que normalmente ultrapassa 20 m de altura, tem a característica de apresentar ocos no tronco e galhos e é encontrada com frequência na mata ciliar de riachos. Essa espécie se destaca pelo fato de ter sido a principal espécie de nidificação da Ararinha-azul (JUNIPER; YAMASHITA, 1991; BARROS et al., 2012). Por essa razão, esta fitofisionomia foi considerada uma área adequada para a reintrodução da Ararinha-azul (GOMIDES et al., 2021), que ocorreu por meio de duas solturas, uma em junho de 2022, de cinco fêmeas e três machos, e a outra em dezembro de 2022, de oito fêmeas e quatro machos (PURCHASE et al., 2024). Pelo fato de ter sido escolhida como área para reintrodução da Ararinha, alguns pontos dentro desta fitofisionomia receberam um tratamento para controle de colmeias de *A. mellifera*, que competem com as Ararinhas pelos ocos de Caraibeira.

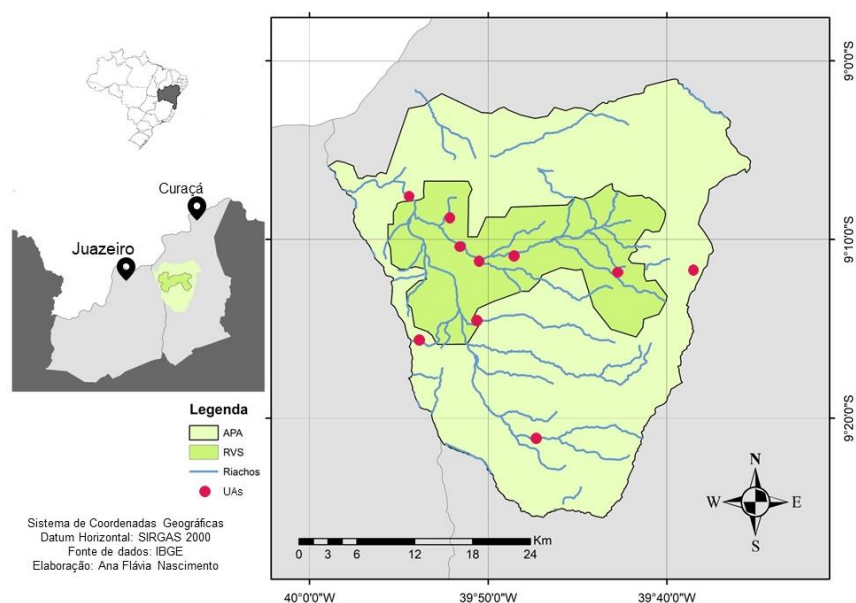


Figura 1 – Refúgio de Vida Silvestre (RVS) e Área de Proteção Ambiental (APA) da Ararinha Azul, municípios de Curaçá e Juazeiro, Estado da Bahia, Brasil, e unidades amostrais (UAs) (círculos sólidos rosa).

### *Programa de remoção das abelhas africanizadas (Apis mellifera)*

O Programa de remoção das abelhas africanizadas é uma iniciativa da equipe do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) que atua nas áreas protegidas da Ararinha-azul. Trata-se de uma ação do Plano de Ação Nacional (PAN) para a Conservação da Ararinha-azul (*Cyanopsitta spixii*), uma espécie ameaçada de extinção. Essa é a ação 4.7 que prevê “Realizar controle da espécie exótica invasora *Apis mellifera* em potenciais ninhos de psitacídeos em ocos de árvores, principalmente na área de soltura da Ararinha-azul”.

A remoção das abelhas africanizadas é realizada em ocos de *T. aurea*. Esse manejo aconteceu entre os anos de 2021 e 2023. Até hoje foi registrado o tratamento de 45 cavidades. Dentre essas, 15 cavidades foram tratadas com descargas de dióxido de carbono, 15 com fipronil (na concentração de 0,072%) e 15 com permetrina (na concentração de 3,49%), seguindo o protocolo do ICMBio (OLIVEIRA et al., 2024 – em preparo). Após a aplicação dos tratamentos, os ocos são tamponados com bloco de espuma ou pedaços de estopa para evitar a reincidência de ocupação pelas abelhas até o

período reprodutivo das aves, que inicia em novembro (OLIVEIRA et al., 2024 – em preparo).

O Dióxido de Carbono (CO<sub>2</sub>) não é considerado tóxico e tem sido explorado como uma alternativa aos agrotóxicos convencionais. Esta substância atua principalmente por meio de asfixia, pois, ao ser liberada, provoca a substituição do ar respirável pelo gás, resultando na redução do oxigênio disponível. Armazenado em cilindros de aço, ao ser liberado da compressão, o CO<sub>2</sub> passa por uma vaporização rápida, levando a uma brusca diminuição da temperatura, que pode atingir até -78 °C. Uma parte do gás se solidifica em pequenas partículas, formando o que é conhecido como "gelo seco" ou neve carbônica. No entanto, a exposição prolongada ao CO<sub>2</sub> e suas temperaturas extremamente baixas têm sido associadas a efeitos adversos no comportamento de forrageamento e na sobrevivência de abelhas (EBADI; LORENZEN, 1980).

O Fipronil pertence ao grupo fenilpirazol e é um inseticida que atua por contato ou ingestão. Sua ação ocorre no sistema nervoso central dos insetos como um bloqueador não competitivo do receptor do ácido gama-aminobutírico (GABA), influenciando os canais de cloro dependentes de glutamato, o que resulta em hiperexcitação, seguida de paralisia e morte. Os receptores GABA estão dispersos em vários neurótipos do cérebro das abelhas e desempenham papel na modulação da aprendizagem, memória e percepção sensorial (BERNADOU et al., 2009; ROAT et al., 2014). Em estudos de laboratório, a meia-vida do Fipronil no solo varia entre 122 e 128 dias, enquanto em ambientes de campo essa variação se estende de 3 a 7 meses. No entanto, experimentos específicos, como um realizado em plantações de algodão, relataram uma meia-vida de 24 dias.

A Permetrina é um inseticida sintético classificado como piretroide, atuando nos canais de sódio para prolongar sua abertura, bloqueando o potencial de ação no sistema nervoso central dos insetos. Esse inseticida inibe a transmissão do impulso nervoso ao ligar-se e bloquear a função das proteínas dos canais de sódio presentes na membrana dos neurônios. Os piretroides, ao se ligarem aos canais de sódio, desencadeiam uma paralisia excitatória nos insetos, levando, eventualmente, à sua morte (GUSMÃO et al., 2000; SINGH et al., 2022). A meia-vida da Permetrina é de aproximadamente 45,5 dias, podendo variar dependendo das condições de umidade, temperatura e exposição à luz solar (SCORZA-JÚNIOR; RIGITANO, 2007). A resistência biológica aos inseticidas

pode ocorrer nos insetos devido a modificações genéticas que impedem a ligação ou a interação do inseticida em seus locais de ação (FENIBO et al., 2022).

### *Seleção das áreas*

Dentro da fitofisionomia Caatinga de Rios e Riachos Temporários com planície aluvial com florestas densas a abertas foram conduzidas três campanhas de coleta. Na primeira, foram amostradas cinco áreas, em três destas áreas foram aplicadas o tratamento das colmeias, enquanto duas áreas não receberam tratamento. Cinco novas áreas foram incluídas a partir da segunda campanha, na qual foram monitoradas cinco áreas que receberam tratamento e cinco sem tratamento. Na última campanha, duas das áreas que não receberam tratamento na segunda campanha passaram a ser tratadas, resultando em um total de sete áreas com tratamento das colmeias e três áreas sem tratamento. Desse modo, considerando cada amostragem, independente da campanha, foram amostradas 15 unidades com tratamento e 10 sem tratamento. Diante dessa realidade, temos também cinco unidades com amostragem antes e depois da aplicação da remoção da colmeia. O ponto central de cada área foi representado por uma árvore de *T. aurea* com oco ocupado por um enxame de abelha africanizada. Sendo que, na área sob tratamento, esse oco estava desocupado devido ao controle das abelhas. Em torno do ponto central foi definido um raio de 500 m, resultando em uma área amostral de 785.000 m<sup>2</sup> por área, considerando a amplitude de forrageamento dos insetos polinizadores (OSBORNE et al., 2008). Para garantir independência e minimizar a autocorrelação espacial consideramos uma distância mínima de 5 km entre as áreas.

### *Amostragem de insetos visitantes florais*

Como a variação sazonal na Caatinga tem uma forte influência sobre a dinâmica das espécies, em especial na diversidade dos insetos visitantes florais, as campanhas de campo foram realizadas nos períodos de transição (maio e junho), seco (julho e agosto) e chuvoso (janeiro a março) da Caatinga entre os anos de 2022 e 2023 (ANDRADE-MOURA et al., 2020). As coletas foram realizadas por método ativo (varredura direcionada) e passivo (armadilhas).

A coleta foi feita por meio do método de varredura direcionada (*Observations and targeted sweep netting*) (SAKAGAMI; LAROCA; MOURE, 1967; PRENDERGAST et al., 2020, com o uso de rede entomológica. *A. mellifera* e os outros insetos visitantes

florais foram coletados em manchas florais de plantas nativas. As coletas foram focadas em três manchas florais por área amostral, cada mancha foi amostrada durante 10 minutos por período de coleta. As coletas foram realizadas no período da manhã (entre 05h00min e 09h00min), no final da manhã e início da tarde (entre 11h00min e 14h00min) e no final da tarde (das 15h00min às 18h00min), com 10 horas de amostragem por área em cada campanha.

O método passivo foi dado por nove armadilhas *pan traps* distribuídas em cada área amostral. As armadilhas consistem em pratos fundos descartáveis de cor azul luminoso (tinta spray *Colorgin*) de 16 cm x 13 cm x 5cm. Cada prato recebeu água e álcool com proporção de 1:1 e algumas gotas de detergente para quebrar a tensão superficial da água e facilitar a captura e permanência dos insetos. A distribuição das armadilhas foi feita de forma sistematizada, com uma no ponto central do *buffer* e duas armadilhas em cada direção cardinal (norte, sul, leste e oeste) com distância de 100 m e 200 m do centro (adaptado de KIMOTO et al., 2012). Os pratos ficaram expostos por 48 horas em cada área por campanha. As coletas ativas e passivas totalizaram um esforço amostral de 1450 horas. Os insetos capturados foram transferidos para frascos devidamente identificados contendo álcool 70%. Os espécimes foram destinados para identificação e tombamento no Laboratório de Entomologia Terrestre do Museu de Fauna da Caatinga (Cemafauna-Caatinga/UNIVASF). A coleta dos insetos foi autorizada pelo Sistema de Autorização e Informação da Biodiversidade – SISBIO, número: 86992-2.

### *Análise de dados*

O efeito do tratamento das colmeias de *Apis mellifera* foi testado para cada variável resposta (abundância de *A. mellifera* e abundância dos insetos visitantes florais nativos). Foram construídos 11 modelos (incluindo o modelo nulo) para cada variável resposta, onde a aplicação ou não do tratamento entrou como variável fixa e outras variáveis que podem influenciar na resposta entraram como variáveis aleatórias, como o tipo de tratamento (CO<sub>2</sub>, Fipronil e Permetrina), o tempo de amostragem após aplicação (que variou de 5 a 367 dias), a precipitação (obtida a partir de uma série histórica de precipitação pluviométrica da média dos anos de 1991 a 2020, disponível no portal do Instituto Nacional de Meteorologia – INMET), o ano de coleta (2022 ou 2023), a área (as unidades amostradas). Para isso, foi utilizada a função *glmmTMB* do pacote *glmmTMB*

(BOLKER, 2019). Para a análise, realizamos uma seleção de modelos e comparamos valores do critério de informação de Akaike ( $\Delta AIC_c$ ) para selecionar o(s) modelo(s) plausíveis, considerados plausíveis os que tinham  $\Delta AIC_c \leq 2,00$  (SYMONDS; MOUSSALLI, 2011).

Para avaliar o efeito do tratamento das colmeias de *A. mellifera* sobre a diversidade de insetos visitantes florais, foram utilizadas a abundância de espécies (incluindo de *A. mellifera*) como variáveis resposta e o tratamento (utilizando apenas as áreas que foram amostradas antes e depois do tratamento) como variável explicativa por meio de uma curva de rarefação baseada no tamanho da amostra (Bootstrap = 1000 permutações). Como a cobertura de amostragem mostrou-se diferente entre as comunidades, padronizamos ela de forma a considerar a menor cobertura (no ambiente depois do tratamento), utilizando o pacote “iNEXT”. Posteriormente foram utilizados os números de Hill para estimar a riqueza de espécies observada (Q0), o número de espécies igualmente comuns (Q1) e o número de espécies dominantes (Q2) (HILL, 1973; CHAO et al., 2014). Para avaliar diferenças nas estimativas, utilizamos comparações nas sobreposições dos intervalos de confiança de 95% (CUMMING; FIDLER; VAUX, 2007; HERRERA-LOPERA; PINEDA; SOLÉ, 2022).

Também foi analisada a similaridade das áreas por meio do Índice de Jaccard (J). Para isso, para minimizar o fator precipitação, utilizamos o *subset* de dados das 10 unidades amostradas na estação chuvosa de 2023, quando cinco áreas receberam tratamento e cinco permaneceram sem manejo. Para isso, foi comparada a dissimilaridade por diferença no número de espécies presentes em cada sítio e na substituição de espécies (BASELGA, 2010).

Também foi testado o efeito da abundância de *A. mellifera* sobre a abundância e a riqueza dos insetos visitantes florais nativos nos ambientes sem tratamento. Foi ajustado um Modelo Linear Generalizado (GLM) com distribuição binomial negativa. Os resíduos dos modelos foram verificados por meio do pacote *DHARMA* (HARTIG, 2019) e atenderam aos pressupostos de normalidade e homoscedasticidade. Para isso, foi utilizada a função *glm.nb* do pacote *MASS* (RIPLEY et al., 2013). Todas as análises foram realizadas no Software R 4.3.1 (R Development Core Team 2021), e foi considerado efeito significativo aqueles com significância menor ou igual a 0,05.

## Resultados

No total, foram amostrados 2.260 insetos visitantes florais. Sendo 421 indivíduos de *Apis mellifera*, dos quais 206 ( $14.71 \pm 13.20$ ) foram encontrados nas áreas de tratamento e 215 ( $16.54 \pm 14.59$ ) em áreas sem tratamento. Enquanto foram amostrados 1.839 insetos visitantes florais nativos, sendo 644 ( $46 \pm 14.86$ ) indivíduos encontrados nas áreas de tratamento e 1195 ( $91.92 \pm 35.76$ ) em áreas sem tratamento. Os insetos nativos foram compostos por 278 espécies/morfoespécies, representadas principalmente pela ordem Hymenoptera (63%), seguida por Diptera (17%), Lepidoptera (15%), Hemiptera (3%), Coleoptera (2%) e Orthoptera (1%) (Table S1).

### Efeito do tratamento sobre a abundância de *Apis mellifera* e dos insetos visitantes florais nativos

A abundância de *Apis mellifera* não foi impactada pelo tratamento ( $p = 0,53$ ;  $r^2 = 0,63$ ) (Figura 2A), sendo o modelo mais plausível o que apresentou a variável tratamento junto com a precipitação, como variável aleatória (Tabela S2). Já a abundância dos insetos nativos foi impactada negativamente pelo tratamento das colmeias das abelhas africanizadas ( $p < 0,001$ ;  $r^2 = 0,43$ ) (Figura 2B), no qual o modelo mais plausível foi o que apresentou o tratamento junto com o ano, como variável aleatória (Tabela S2). Dessa forma, áreas com o tratamento da abelha invasora não apresentaram redução da abundância de *A. mellifera*, mas apresentaram redução da abundância de insetos nativos (Figura 2).

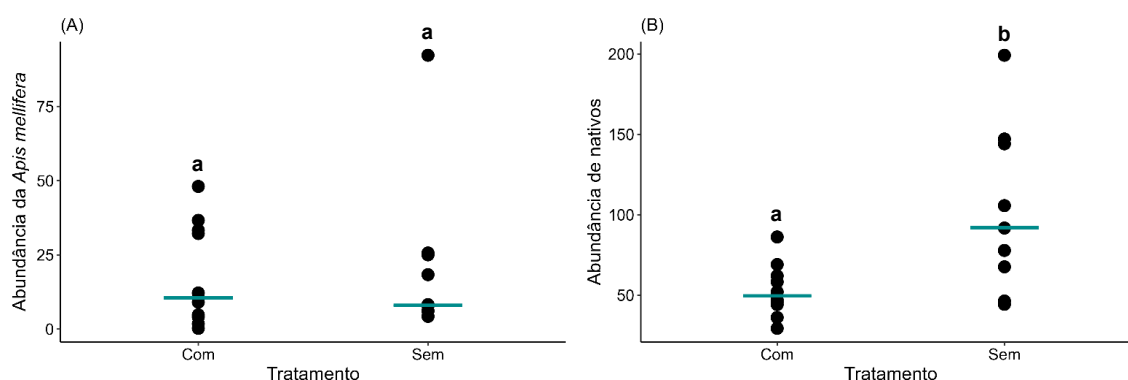


Figura 2 – Abundância de *Apis mellifera* (A) e dos insetos nativos (B) entre áreas com e sem remoção das colmeias de abelhas africanizadas nas Unidades de Conservação da Ararinha Azul, Curaçá, Bahia, Brasil. As letras minúsculas iguais dentro do mesmo gráfico indicam que não houve diferença significativa entre tratamento (com) e áreas controle (sem).

### Efeito do tratamento sobre a comunidade de insetos visitantes florais

Foi registrado um aumento de insetos visitantes florais após o tratamento de *A. mellifera*, sendo que 394 deles foram observados no ambiente antes e 713 depois do tratamento. Com base na menor cobertura de amostragem, realizada no ambiente depois do tratamento ( $SC = 0,84$ ), foram estimados 92,68 indivíduos antes e 245,27 depois.

O tratamento levou a alterações na diversidade dos insetos. Sendo que houve diferença significativa na ordem de diversidade  $Q_0$ , ou seja, no número de espécies de insetos, com riqueza média de 33,92 espécies (IC 95%: 23,95 – 43,89) nos ambientes antes do tratamento e de 86,44 espécies (IC 95%: 67,31 – 105,56) depois do tratamento (Figura 3). Também houve diferença na ordem de diversidade  $Q_1$ , ou seja, para o número de espécies comuns, os valores também foram significativamente menores nos ambientes antes do tratamento (média de 15,77; IC 95%: 12,11 – 19,43) do que depois do tratamento (média 30,93; IC 95%: 25,27 – 36,60) (Figura 3). No entanto, para a ordem  $Q_2$ , diversidade de espécies dominantes, não houve diferença significativa entre os ambientes. A média de  $Q_2$  no ambiente antes do tratamento correspondeu a 7,04 (IC 95%: 5,51 – 8,57) e a 9,66 espécies (IC 95%: 8,01 – 11,30) depois do tratamento. Assim, os intervalos de confiança dos números de espécies dominantes se sobrepõem entre os ambientes antes e depois do tratamento (Figura 3).



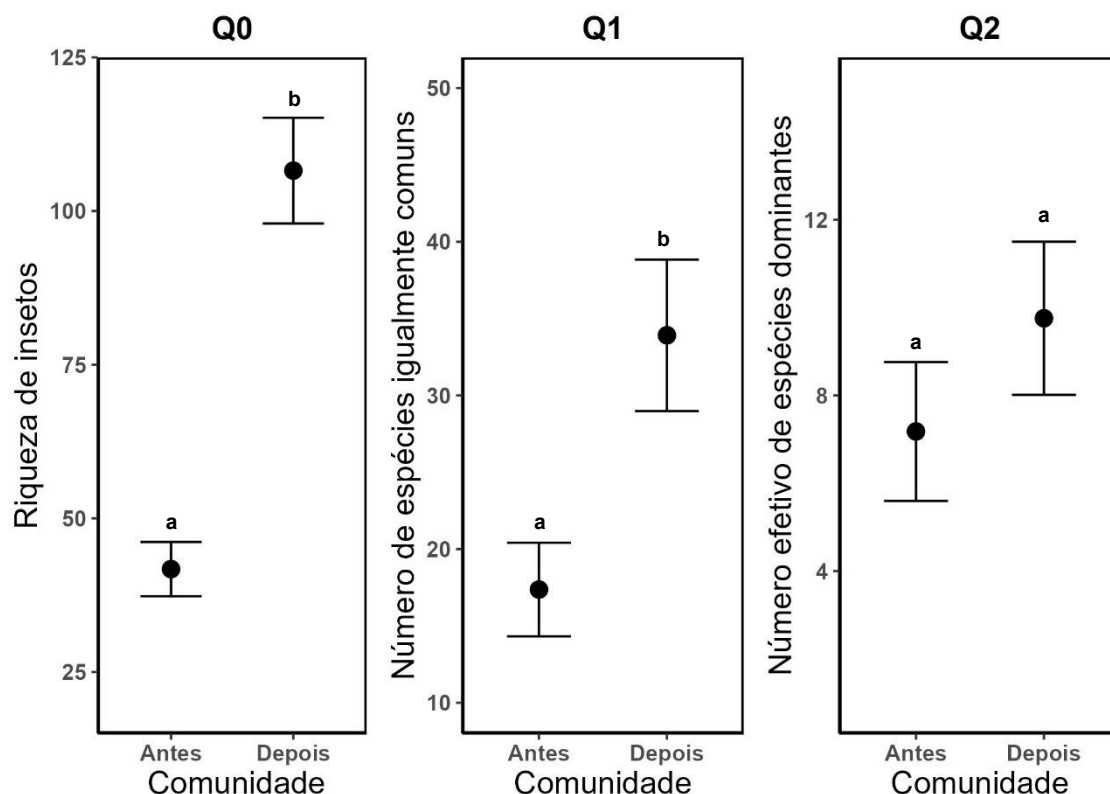


Figura 3 – Avaliação da comunidade de insetos visitantes florais amostrados nos ambientes antes e depois da remoção das colmeias de abelhas africanizadas nas Unidades de Conservação da Ararinha Azul, Curaçá – BA. Nos gráficos estão representados a média e o intervalo de confiança (a 95%) do número efetivo de espécies (Q0), do número de espécies igualmente comuns (Q1) e do número efetivo de espécies dominantes (Q2). As letras minúsculas iguais dentro do mesmo gráfico indicam que não houve diferença significativa entre os ambientes.

Apesar de o tratamento ter alterado a diversidade de espécies, ele não tornou as comunidades mais similares entre si, ou seja, não funcionou como um filtro ambiental levando a formação de bloco de espécies diferentes (Figura 4). O dendrograma da comunidade evidenciou a formação de três grandes blocos (P5SEM e P8SEM; P6COM, P10SEM, P3SEM e P9COM; P7COM, P4SEM, P1COM e P2COM), em que em dois deles existe a presença de áreas com e sem o tratamento juntos, indicando que essas são mais similares entre si do que áreas apenas sem tratamento (Figura 4).

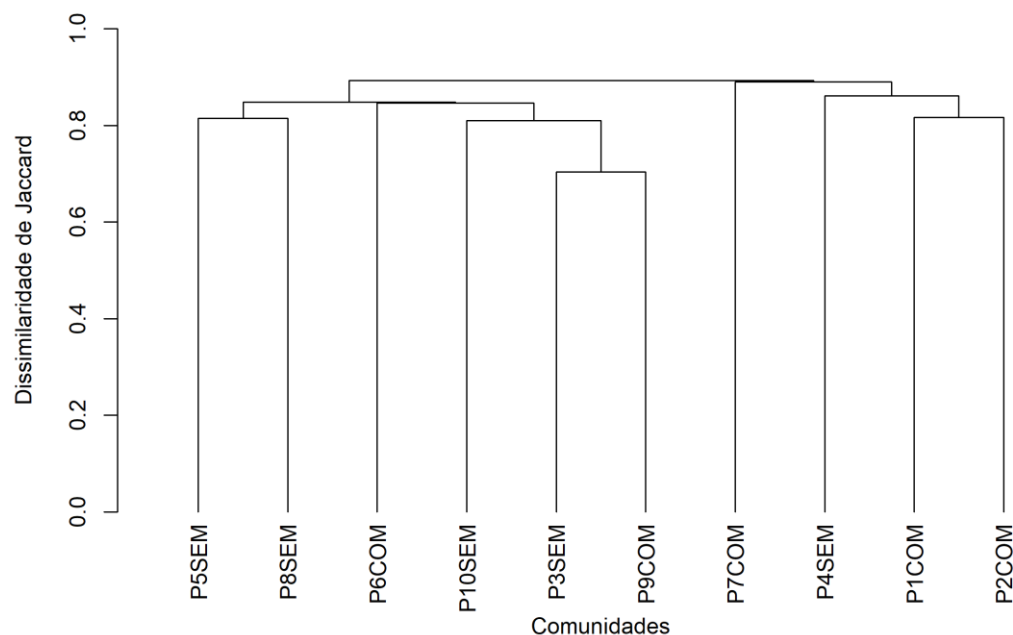


Figura 4 – Dendrograma da Dissimilaridade de Jaccard mostrando a diversidade de insetos visitantes florais entre as comunidades com tratamento de colmeias de abelhas africanizadas (P1COM, P2COM, P6COM, P7COM e P9COM) e as comunidades sem tratamento (P3SEM, P4SEM, P5SEM, P8SEM e P10SEM).

#### Efeito de *Apis mellifera* sobre insetos visitantes florais nativos

A abundância de *A. mellifera* foi correlacionada positivamente com a abundância dos insetos nativos ( $p < 0,01$ ). No entanto, a abundância de *A. mellifera* não foi relacionada com a riqueza ( $p = 0,06$ ) dos insetos nativos (Figuras 5; Tabela S3).

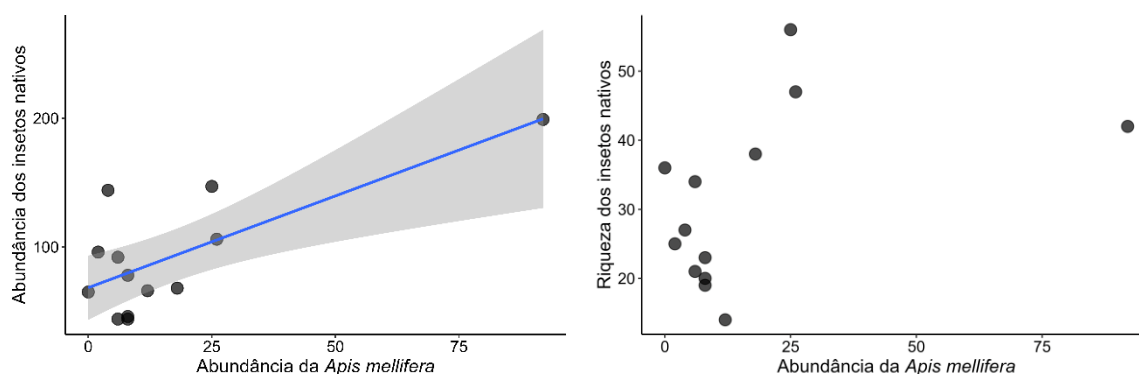


Figura 5 – Relação da abundância de *Apis mellifera* com a abundância (A) e a riqueza (B) dos insetos nativos em ambientes sem impacto do tratamento das colmeias das abelhas africanizadas entre os anos de 2022 e 2023 nas Unidades de Conservação da Ararinha Azul, Curaçá, Bahia, Brasil.

## Discussão

Nosso estudo é o primeiro a mostrar o potencial impacto do controle da abelha invasora, *Apis mellifera*, sobre insetos visitantes florais em áreas protegidas na Caatinga. Nosso resultado revela que, embora o controle de *A. mellifera* esteja sendo eficaz para liberar as cavidades para os psitacídeos nas Unidades de Conservação da Ararinha Azul (OLIVEIRA et al., 2024 – em preparo), esse manejo não alterou a abundância dessa abelha no entorno, e apresentou efeito negativo na abundância de insetos visitantes florais nativos. Assim como, esse controle levou a uma mudança na diversidade de insetos visitantes florais, com aumento da diversidade verdadeira. Por último, nossos resultados também revelaram que, independentemente do tratamento, áreas com maior abundância de *A. mellifera* também tem maior abundância de insetos visitantes florais nativos, mas não necessariamente uma maior riqueza de insetos nativos. Desse modo, nosso trabalho reforça que *A. mellifera* está presente em áreas naturais e protegidas, com alta abundância. Assim, seu controle deve continuar sendo uma prioridade para proteger espécies e habitats ameaçados de extinção. Porém, é importante avaliar suas consequências a longo prazo, uma vez que em curto prazo houve uma redução na abundância dos insetos nativos em área sob tratamento.

O tratamento das colmeias das abelhas africanizadas não alterou a abundância dessa espécie no entorno. A falta de efeito do tratamento das colmeias das abelhas africanizadas sugere que outros fatores podem estar influenciando a abundância dessa espécie invasora. *A. mellifera* tem uma alta capacidade de se deslocar de um ambiente para outro, podendo alcançar dezenas de quilômetros de distância da própria colmeia (CHITTKA; GEIGER; KUNZE, 1995). Isso pode explicar que, embora o controle das colmeias seja eficaz para liberar o oco (OLIVEIRA et al., 2024 – em preparo), ele não tem impacto sobre a abundância de *A. mellifera* no entorno, uma vez que indivíduos provenientes de outras colmeias podem forragear próximo ao oco manejado. Assim, indivíduos dessa espécie que são provenientes de colmeias distantes conseguem forragear nas áreas estudadas, podendo compensar a perda dos indivíduos das colmeias retiradas.

Observamos um impacto negativo significativo do tratamento das colmeias das abelhas africanizadas sobre a abundância dos insetos visitantes florais nativos. Esses resultados mostram o risco que o controle de espécies invasoras pode trazer para os grupos não-alvos (NING et al., 2021). A redução da abundância pode reduzir a

estabilidade e resiliência dos ecossistemas (POTTS et al., 2010). Assim como pode trazer consigo um declínio nos serviços de polinização para as populações de plantas nativas, gerando uma redução ainda maior dos recursos florais para os polinizadores (POTTS et al., 2010). Há também evidências de que as perdas de polinizadores são maiores para espécies com características específicas: por exemplo, abelhas com estreita especialização em pólen (RASMUSSEN et al., 2022) e especialistas (GÓMEZ-MARTÍNEZ et al., 2022). Tais declínios levantam preocupações de que importantes traços funcionais, como a dispersão de pólen a longa distância, sejam perdidos, reduzindo a resiliência dos serviços de polinização (LARSEN; WILLIAMS; KREMEN, 2005; KEYES et al., 2021).

O controle de *A. mellifera* aumentou a diversidade verdadeira de insetos. Uma vez que a riqueza efetiva (Q0) e a riqueza de espécies comuns (Q1) foram favorecidas pelo controle das colmeias de *A. mellifera*, as espécies dominantes (Q2) não foram alteradas. É comum observar mudanças na diversidade local após intervenções de manejo em comunidades de insetos polinizadores (AIZEN; MORALES; MORALES, 2008). O controle de espécies invasoras pode levar a um aumento na diversidade de polinizadores nativos, uma vez que reduz a competição e libera recursos para outras espécies (AIZEN; MORALES; MORALES, 2008; MALLINGER; GAINES-DAY; GRATTON, 2017), que aumentam em frequência e consequentemente se tornam mais detectáveis. No entanto, esse aumento não é muito grande para alterar a dominância das espécies, como o que vimos na nossa área onde a diversidade das espécies dominantes na comunidade de insetos visitantes florais não foi alterada significativamente. Essa alteração da diversidade pode ser explicada pelo efeito compensatório das comunidades, em que algumas espécies podem ter se beneficiado do tratamento e outras espécies abundantes ter sido prejudicadas (CURRIE et al., 2004; STORCH; BOHDALKOVÁ; OKIE, 2018; BLOWES et al., 2022). Além disso, a magnitude das mudanças na diversidade local pode depender de fatores como a intensidade do tratamento, a duração do acompanhamento pós-tratamento e a capacidade de dispersão das espécies de polinizadores (AIZEN; MORALES; MORALES, 2008). Assim, embora não houve redução significativa de *A. mellifera*, houve redução da abundância de nativos e levou a mudanças na diversidade de espécies, levando principalmente ao aumento das espécies raras e comuns.

Nossos resultados sugerem que existe uma baixa similaridade na composição de espécies de insetos visitantes florais entre ambientes, mas não em resposta ao tratamento,

uma vez que houve uma agregação entre comunidades com e sem tratamento. Isso pode indicar que as comunidades estão sujeitas a diferentes influências ambientais (WARZECHA et al., 2021), e que o tratamento das colmeias não atuou como um filtro ambiental que selecionou espécies específicas. Esses padrões podem ser influenciados por fatores ambientais além do tratamento, como a vegetação circundante, o uso da terra e a conectividade dos habitats, que também desempenham um papel importante na estruturação das comunidades de insetos polinizadores (WILLIAMS; NEWBOLD, 2020; GANUZA et al., 2022). Assim sendo, a baixa similaridade das nossas áreas pode se dar devido a heterogeneidade dos ambientes e não devido ao controle de colmeias da abelha invasora *A. mellifera*.

Também vimos que sem considerar o controle das colmeias, a abundância de *A. mellifera* tem relação positiva com a abundância dos insetos visitantes florais nativos, embora não tenha com a riqueza de nativos. Essa relação positiva entre espécies nativas e exóticas já foi registrada em parques e reservas ao redor do mundo (LONSDALE, 1999; HUSTON, 2004). Essa relação não fica restrita a insetos, também já foi registrada para outros táxons como aves, mamíferos e peixes (SAX, 2001), e pode ocorrer porque espécies nativas e exóticas respondem de forma semelhante às condições ambientais (LÁZARO-LOBO; ERVIN, 2021). Assim, nossos resultados sugerem que a abundância das abelhas invasoras e a abundância dos insetos visitantes florais nativos desses ambientes podem estar sendo moldadas pelas condições do habitat e não pela competição entre as espécies na escala local.

## Conclusão

Vale destacar que nosso estudo apresentou uma limitação quanto a análise do método de tratamento aplicado para o controle das colmeias de *Apis mellifera*. Pelo fato de ser uma ação a longo prazo e muito custosa tanto de recursos financeiros quanto de recurso humano especializado, o controle da abelha apresentou mudanças no período de aplicação e nos produtos utilizados. Desse modo, apesar de cada produto apresentar uma meia-vida diferente no ambiente e um efeito diferente nos insetos, não foi possível analisar o efeito de cada produto separadamente. Foi possível apenas analisar o efeito de aplicar ou não algum produto para remover a colmeia, considerando como possível influência o tipo de produto e o tempo de aplicação.

Em resumo, nossos achados revelaram que o tratamento das colmeias de *A. mellifera* não reduziram a abundância dessa espécie no ambiente, enquanto reduziu a abundância dos insetos nativos. Com consequências positivas para a riqueza geral e diversidade verdadeira. Além do fato de que a aplicação do controle não representou um filtro ambiental que selecionou espécies específicas, uma vez que alta dissimilaridade das comunidades de insetos foi independente da presença do tratamento. Vimos que em áreas sem o controle de *A. mellifera*, os ambientes também apresentam alta abundância de insetos visitantes florais nativos. Diante disso, sugerimos abordagens e técnicas de manejo das abelhas africanizadas que minimizem os potenciais danos estruturais causados às espécies de insetos responsáveis pela polinização na Caatinga.

## Referências bibliográficas

- AB'SÁBER, A. N. O domínio morfoclimático semi-árido das caatingas brasileiras (1974). **Instituto de Geografia, Universidade de São Paulo**, 1974.
- AIZEN, M. A.; MORALES, C. L.; MORALES, J. M. Invasive mutualists erode native pollination webs. **PLoS Biology**, v. 6, n. 2, p. 0396–0403, fev. 2008a.
- AIZEN, M. A.; MORALES, C. L.; MORALES, J. M. Invasive mutualists erode native pollination webs. **PLoS Biology**, v. 6, n. 2, p. 0396–0403, fev. 2008b.
- ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.
- ANDRADE-MOURA, G. K. et al. Leaf deciduousness and flowering of woody caatinga species. **Biotemas**, v. 33, n. 4, p. 1–10, 9 dez. 2020.
- BARROS, Y. DE M. et al. **PLANO DE AÇÃO NACIONAL PARA A CONSERVAÇÃO DA ARARINHA-AZUL *Cyanopsitta spixii***. Brasília: [s.n.]. Disponível em: <www.icmbio.gov.br>.
- BASELGA, A. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. **Global Ecology and Biogeography**, v. 19, n. 1, p. 134–143, jan. 2010.
- BERNADOU, A. et al. Effect of fipronil on side-specific antennal tactile learning in the honeybee. **Journal of Insect Physiology**, v. 55, n. 12, p. 1099–1106, dez. 2009.
- BLACKBURN, T. M. et al. A proposed unified framework for biological invasions. **Trends in Ecology and Evolution**, jul. 2011.
- BLOWES, S. A. et al. Local biodiversity change reflects interactions among changing abundance, evenness, and richness. **Ecology**, v. 103, n. 12, 1 dez. 2022.
- BOLKER, B. **Getting started with the glmmTMB package**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <<https://journal.r-project.org/archive/2017/RJ-2017-066/index>>.
- CHAO, A. et al. **Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies** *Ecological Monographs*. [s.l: s.n.]. Disponível em: <<http://purl.oclc.org/estimates>>.
- CHITTKA, L.; GEIGER, K.; KUNZE, J. A. N. **The influences of landmarks on distance estimation of honey bees**. *Anim. Behav.* [s.l: s.n.].
- CUMMING, G.; FIDLER, F.; VAUX, D. L. **Error bars in experimental biology**. *Journal of Cell Biology*, 9 abr. 2007.
- CUNNINGHAM, S. A. et al. Density of invasive western honey bee (*Apis mellifera*) colonies in fragmented woodlands indicates potential for large impacts on native species. **Scientific Reports**, v. 12, n. 1, 1 dez. 2022.
- CURRIE, D. J. et al. **Predictions and tests of climate-based hypotheses of broad-scale variation in taxonomic richness**. *Ecology Letters*, dez. 2004.

- DLUGOSCH, K. M.; PARKER, I. M. **Founding events in species invasions: Genetic variation, adaptive evolution, and the role of multiple introductions.** *Molecular Ecology*, jan. 2008.
- DUEÑAS, M. A. et al. The threat of invasive species to IUCN-listed critically endangered species: A systematic review. *Global Ecology and Conservation*, v. 26, 1 abr. 2021.
- DUPONT, Y. L. et al. Impact of introduced honey bees on native pollination interactions of the endemic *Echium wildpretii* (Boraginaceae) on Tenerife, Canary Islands. *Biological Conservation*, v. 118, n. 3, p. 301–311, jul. 2004.
- EBADI, N. E. G. R.; LORENZEN, K. Effects of Carbon Dioxide and Low Temperature Narcosis on Honey Bees. *Environmental Entomology*, v. 9, p. 144–150, 1980.
- EFSTATHION, C. A.; KERN, W. H. A push-pull protocol to reduce colonization of bird nest boxes by honey bees. *Journal of Visualized Experiments*, v. 2016, n. 115, 4 set. 2016.
- FENIBO, E. O. et al. The Potential and Green Chemistry Attributes of Biopesticides for Sustainable Agriculture. *Sustainability*, v. 14, n. 21, p. 14417, 3 nov. 2022.
- FRUND, J. et al. Bee diversity effects on pollination depend on functional complementarity and niche shifts. *Ecology*, v. 94, n. 9, p. 2042–2054, set. 2013.
- FU, B. et al. **Linking ecosystem processes and ecosystem services.** *Current Opinion in Environmental Sustainability*, mar. 2013.
- GAIGHER, R. et al. Precision control of an invasive ant on an ecologically sensitive tropical Island: A principle with wide applicability. *Ecological Applications*, v. 22, n. 5, p. 1405–1412, 2012.
- GANUZA, C. et al. **Interactive effects of climate and land use on pollinator diversity differ among taxa and scales** *Sci. Adv.* [s.l: s.n.]. Disponível em: <<https://www.science.org>>.
- GESLIN, B. et al. The impact of honey bee colony quality on crop yield and farmers' profit in apples and pears. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 248, p. 153–161, 1 out. 2017.
- GIANNINI, T. C. et al. Crop pollinators in Brazil: a review of reported interactions. *Apidologie*, v. 46, n. 2, p. 209–223, 1 mar. 2015.
- GIANNINI, T. C. et al. Unveiling the contribution of bee pollinators to Brazilian crops with implications for bee management. *Apidologie*, v. 51, n. 3, p. 406–421, 1 jun. 2020.
- GÓMEZ-MARTÍNEZ, C. et al. Pollinator richness, pollination networks, and diet adjustment along local and landscape gradients of resource diversity. *Ecological Applications*, n. 62, 2022.
- GOMIDES, S. C. et al. Assessing species reintroduction sites based on future climate suitability for food resources. *Conservation Biology*, v. 35, n. 6, p. 1821–1832, 1 dez. 2021.



GOULSON, D. **Effects of Introduced Bees on Native Ecosystems. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics** Annual Reviews Inc., , 2003.

GUSMÃO, M. R. et al. Seletividade fisiológica de inseticidas a Vespidae predadores do bicho-mineiro-do-cafeeiro. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 35, p. 681-686, 2000.

HARPUR, B. A. et al. Defense response in brazilian honey bees (*Apis mellifera scutellata* × spp.) is underpinned by complex patterns of admixture. **Genome Biology and Evolution**, v. 12, n. 8, p. 1367–1377, 2020.

HARTIG, M. F. **Package “DHARMa” Title Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level / Mixed) Regression Models**. Regensburg, Germany: [s.n.].

HENRY, M.; RODET, G. Controlling the impact of the managed honeybee on wild bees in protected areas. **Scientific Reports**, v. 8, n. 1, 1 dez. 2018.

HERRERA-LOPERA, J. M.; PINEDA, E.; SOLÉ, M. Sample size effects, Hill numbers, and trophic niches in anurans. **Salamandra**, 2022.

HILL, M. O. Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences. **Ecology**, v. 54, n. 2, p. 427-432, 1973.

HOFFMANN, B. D. et al. Efficacy, non-target impacts, and other considerations of unregistered fipronil-laced baits being used in multiple invasive ant eradication programs. **Management of Biological Invasions**, v. 14, n. 3, p. 437–457, 1 set. 2023.

HULME, P. E. Beyond control: wider implications for the management of biological invasions. **Journal of Applied Ecology**, v. 43, n. 5, p. 835-847, 2006.

HUSTON, M. A. Management strategies for plant invasions: manipulating productivity, disturbance, and competition. **Diversity and distributions**, v. 10, n. 3, p. 167-178, 2004.

INOUE, M. N.; YOKOYAMA, J. Competition for flower resources and nest sites between *Bombus terrestris* (L.) and Japanese native bumblebees. **Applied Entomology and Zoology**, v. 45, n. 1, p. 29–35, mar. 2010.

JUNIPER, A. T.; YAMASHITA, C. The habitat and status of Spix’s Macaw: *Cyanopsitta spixii*. **Bird Conservation International**, v. 1, n. 1, p. 1–9, 1991.

KEYES, A. A. et al. An ecological network approach to predict ecosystem service vulnerability to species losses. **Nature Communications**, v. 12, n. 1, 1 dez. 2021.

KIMOTO, C. et al. Investigating temporal patterns of a native bee community in a remnant North American bunchgrass prairie using blue vane traps. **Journal of Insect Science**, v. 12, n. 1, p. 108, 2012.

LARSEN, T. H.; WILLIAMS, N. M.; KREMEN, C. Extinction order and altered community structure rapidly disrupt ecosystem functioning. **Ecology Letters**, v. 8, n. 5, p. 538–547, maio 2005.

LÁZARO-LOBO, A.; ERVIN, G. N. Native and exotic plant species respond differently to ecosystem characteristics at both local and landscape scales. **Biological Invasions**, v. 23, n. 1, p. 143–156, 1 jan. 2021.

- LINDERS, T. E. W. et al. Direct and indirect effects of invasive species: Biodiversity loss is a major mechanism by which an invasive tree affects ecosystem functioning. **Journal of Ecology**, v. 107, n. 6, p. 2660–2672, 1 nov. 2019.
- LONSDALE, C. Effectively managing vertical supply relationships: a risk management model for outsourcing. **Supply Chain Management**, 1999.
- MALLINGER, R. E.; GAINES-DAY, H. R.; GRATTON, C. Do managed bees have negative effects on wild bees?: A systematic review of the literature. **PloS one**, v. 12, n. 12, p. e0189268, 2017.
- MCCONKEY, K. R. et al. Seed dispersal in changing landscapes. **Biological Conservation**, v. 146, n. 1, p. 1–13, 2012.
- MOONEY, H. A.; CLELAND, E. E. The evolutionary impact of invasive species. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 98, n. 10, p. 5446–5451, 2001.
- MORO, M. F. **SÍNTESE FLORÍSTICA E BIOGEOGRÁFICA DO DOMÍNIO FITOGEOGRÁFICO DA CAATINGA**. Campinas - SP: Universidade Estadual de Campinas, 2013.
- MORO, M. F. et al. A Phytogeographical Metaanalysis of the Semiarid Caatinga Domain in Brazil. **Botanical Review**, v. 82, n. 2, p. 91–148, 1 jun. 2016.
- NING, Z. et al. Can the native faunal communities be restored from removal of invasive plants in coastal ecosystems? A global meta-analysis. **Global Change Biology**, v. 27, n. 19, p. 4644–4656, 1 out. 2021.
- NOGUEIRA-NETO, P. The Spread of a Fierce African Bee in Brazil. **Bee World**, v. 45, n. 3, p. 119–121, set. 1964.
- NOVAIS, J. S.; ABSY, M. L. Melissopalynological records of honeys from *Tetragonisca angustula* (Latreille, 1811) in the Lower Amazon, Brazil: Pollen spectra and concentration. **Journal of Apicultural Research**, v. 54, n. 1, p. 11–29, 1 jan. 2015.
- OLLERTON, J. Pollinator Diversity: Distribution, Ecological Function, and Conservation. **Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst**, v. 48, p. 353–76, 2017.
- OSBORNE, J. L. et al. Bumblebee flight distances in relation to the forage landscape. **Journal of Animal Ecology**, v. 77, n. 2, p. 406–415, mar. 2008.
- PACÍFICO, E. C. et al. Experimental removal of invasive Africanized honey bees increased breeding population size of the endangered Lear's macaw. **Pest Management Science**, v. 76, n. 12, p. 4141–4149, 1 dez. 2020.
- PAINI, D. R.; ROBERTS, J. D. Commercial honey bees (*Apis mellifera*) reduce the fecundity of an Australian native bee (*Hylaeus alcyoneus*). **Biological Conservation**, v. 123, n. 1, p. 103–112, maio 2005.
- POTTS, S. G. et al. Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. **Trends in ecology & evolution**, v. 25, n. 6, p. 345–353, 2010.
- PRENDERGAST, K. S. et al. The relative performance of sampling methods for native bees: an empirical test and review of the literature. **ECOSPHERE**, 2020.

- PURCHASE, C. et al. Reintroduction of the Extinct-in-the-Wild Spix's Macaw (*Cyanopsitta spixii*) in the Caatinga Forest Domain of Brazil. **Diversity**, v. 16, n. 2, p. 80, 26 jan. 2024.
- RASMUSSEN, C. et al. The Native Bees of Lolland (Denmark) Revisited after 100 Years: The Demise of the Specialists. **Insects**, v. 13, n. 2, 1 fev. 2022.
- RIPLEY, B. et al. **Package "MASS"**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <<http://www.stats.ox.ac.uk/pub/MASS4/>>.
- ROAT, T. C. et al. Modification of the brain proteome of Africanized honeybees (*Apis mellifera*) exposed to a sub-lethal doses of the insecticide fipronil. **Ecotoxicology**, v. 23, n. 9, p. 1659–1670, 8 out. 2014.
- SAKAGAMI, Shoichi F.; LAROCA, Sebastião; MOURE, Jesus Santiago. Wild Bee Biocoenotics in São Jose dos Pinhais (PR), South Brazil.: Preliminary Report (With 3 Text-figures and 7 Tables). **北海道大學理學部紀要**, v. 16, n. 2, p. 253-291, 1967.
- SANTOS, R. G. et al. Sombreamento de colmeias de abelhas africanizadas no Semiárido Brasileiro. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 12, n. 5, p. 828, 12 mar. 2018.
- SAX, D. F. Latitudinal gradients and geographic ranges of exotic species: Implications for biogeography. **Journal of Biogeography**, v. 28, n. 1, p. 139–150, 2001.
- SCORZA-JÚNIOR, R. P.; RIGITANO, R. L. O. Dissipação dos inseticidas bifentrina, permetrina e metamidofós em folhas de soja (*Glycine max* L.) em ambiente protegido. **Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, v. 18, 2008.
- SIDDIQUI, J. A. et al. Impact of invasive ant species on native fauna across similar habitats under global environmental changes. **Environmental Science and Pollution Research**, p. 54362–54382, 2021.
- SILVA, C. I. et al. The importance of plant diversity in maintaining the pollinator bee, *Eulaema nigrita* (Hymenoptera: Apidae) in sweet passion fruit fields. **Revista de Biología Tropical**, v. 60, n. 4, p. 1553-1565, 2012.
- SILVA-CORREIA, F. C. et al. Trophic resources collected by *Melipona grandis* Guérin, 1844 (Apidae: Meliponina) in rural area of Rio Branco, Acre – Brazil. **Oecologia Australis**, v. 24, n. 3, p. 676–687, 2020.
- SINGH, S. et al. Advances and future prospects of pyrethroids: Toxicity and microbial degradation. **Science of the Total Environment**, v. 829, 10 jul. 2022.
- SOUZA-CAVALCANTI, L. C. et al. Can landscape units map help the conservation of Spix's Macaw (*Cyanopsitta spixii*)? **RA'E GA - O Espaço Geográfico em Análise**, v. 49, p. 181–198, 2020.
- STEFFAN-DEWENTER, I.; TSCHARNTKE, T. Resource overlap and possible competition between honey bees and wild bees in central Europe. **Oecologia**, p. 288–296, 2000.

- STORCH, D.; BOHDALKOVÁ, E.; OKIE, J. The more-individuals hypothesis revisited: the role of community abundance in species richness regulation and the productivity–diversity relationship. **Ecology letters**, v. 21, n. 6, p. 920-937, 2018.
- SU, R. et al. Introduced honey bees increase host plant abundance but decrease native bumble bee species richness and abundance. **Ecosphere**, v. 13, n. 6, 1 jun. 2022.
- SYMONDS, M. R.E.; MOUSSALLI, A. A brief guide to model selection, multimodel inference and model averaging in behavioural ecology using Akaike's information criterion. **Behavioral ecology and sociobiology**, v. 65, p. 13-21, 2011.
- VALIDO, A.; RODRÍGUEZ-RODRÍGUEZ, M. C.; JORDANO, P. Honeybees disrupt the structure and functionality of plant-pollinator networks. **Scientific Reports**, v. 9, n. 1, 1 dez. 2019.
- VELLOSO, A.; SAMPAIO, E.; PAREYN, F. **Ecorregiões da Caatinga**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <<https://www.researchgate.net/publication/303899337>>.
- VILÀ, M. et al. Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. **Ecology letters**, v. 14, n. 7, p. 702-708, 2011.
- WARZECHA, D. et al. Spatial configuration and landscape context of wildflower areas determine their benefits to pollinator  $\alpha$ - and  $\beta$ -diversity. **Basic and Applied Ecology**, v. 56, p. 335–344, 1 nov. 2021.
- WILLIAMS, J. J.; NEWBOLD, T. Local climatic changes affect biodiversity responses to land use: A review. **Diversity and Distributions**, v. 26, n. 1, p. 76-92, 2020.
- ZAVALETA, E. S.; HOBBS, R. J.; MOONEY, H. A. Viewing invasive species removal in a whole-ecosystem context. **Trends in ecology & evolution**, v. 16, n. 8, p. 454-459, 2001.
- ZURBUCHEN, A. et al. Maximum foraging ranges in solitary bees: only few individuals have the capability to cover long foraging distances. **Biological Conservation**, v. 143, n. 3, p. 669–676, mar. 2010.

## MATERIAL SUPLEMENTAR

**Tabela S1 – Lista de táxons registrados durante três campanhas (c1, c2 e c3) em áreas com tratamento (ACT) e áreas sem tratamento (AST) de colmeias de *Apis mellifera* nas Unidades de Conservação da Ararinha Azul, Curaçá, Bahia, Brasil, nos anos de 2022 e 2023.**

Classe/Ordem/Família	c1					c2										c3										Abundância total	
	ACT			AST		ACT					AST					ACT					AST						
	P1	P2	P6	P3	P4	P1	P2	P6	P7	P9	P3	P4	P5	P8	P10	P1	P2	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P3	P4		
	1	1	1	1	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	
Coleoptera	0	0	5	0	10	1	5	3	1	1	3	5	1	6	1	3	3	1	0	3	0	1	4	2	2		61
Histeridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1		2
NI	0	0	5	0	10	1	5	3	1	1	3	5	1	6	1	3	3	1	0	3	0	1	4	1	1		59
Diptera	4	1	58	7	23	11	4	5	5	3	10	12	6	12	8	15	10	6	3	9	11	13	12	15	18		281
Asilidae	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		1
Bombyliidae	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1		3
Calliphoridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0		1
Muscidae	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		1
NI	4	1	58	7	22	10	3	5	4	3	8	12	6	10	8	12	8	4	1	7	6	9	8	10	6		232
Sarcophagidae	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	2	3	0	3		12
Syrphidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	2	2	1	2	5	2	1	5	8		31
Hemiptera	2	0	1	0	0	3	2	0	5	0	0	2	3	2	0	2	0	0	0	1	1	0	0	0	0		24
NI	2	0	0	0	0	1	2	0	1	0	0	1	2	1	0	2	0	0	0	1	1	0	0	0	0		14
Pentatomidae	0	0	0	0	0	2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		3
Reduviidae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		2
Rhopalidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		1
Scutelleridae	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		4
Hymenoptera	111	42	196	71	98	63	55	26	32	25	37	61	40	71	67	60	78	54	67	50	45	93	44	60	135		1681
Apidae	48	16	112	42	33	20	24	12	16	13	23	35	20	36	48	42	50	27	42	22	15	74	18	34	91		913

Chalcididae	0	0	9	1	1	3	4	1	1	1	2	7	2	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	34
Chrysididae	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Colletidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Crabronidae	7	2	2	4	2	2	3	1	1	0	0	0	1	14	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	3	44
Evaniidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	2
Formicidae	1	0	30	1	20	6	5	7	4	6	3	3	6	7	3	3	14	13	7	17	11	8	8	18	14	215
Halictidae	44	15	22	19	25	27	15	2	7	1	4	11	7	5	7	12	5	8	7	3	2	6	11	6	8	279
Ichneumonidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	8	1	0	0	0	11
Megachilidae	1	0	2	1	2	1	2	0	0	0	1	2	0	0	2	0	1	0	0	1	0	0	1	0	1	18
NI	1	0	4	0	0	2	1	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	13
Pompilidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Scoliidae	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Vespidae	8	9	15	3	15	2	1	2	2	4	3	1	3	8	5	2	5	6	10	7	9	4	6	2	15	147
<b>Insecta</b>	0	0	1	0	1	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	<b>6</b>
NI	0	0	1	0	1	2	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	6
<b>Lepidoptera</b>	15	9	19	8	12	9	5	1	1	3	2	9	0	4	1	8	7	4	6	7	7	8	4	7	16	<b>172</b>
Geometridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1	3	
Hesperiidae	0	0	0	2	0	1	2	0	0	1	1	0	0	1	1	2	1	0	0	6	3	6	2	3	5	37
Lycaenidae	2	2	3	2	6	1	2	0	1	2	1	2	0	0	0	4	3	3	5	0	4	0	0	3	10	56
NI	11	5	9	1	5	3	1	0	0	0	0	5	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	41
Nymphalidae	1	2	7	3	1	4	0	1	0	0	0	2	0	3	0	2	2	1	1	1	0	1	1	1	0	34
Vespidae	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<b>Orthoptera</b>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	<b>6</b>
NI	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	6
<b>Abundância total</b>	<b>132</b>	<b>52</b>	<b>280</b>	<b>86</b>	<b>144</b>	<b>89</b>	<b>71</b>	<b>36</b>	<b>44</b>	<b>32</b>	<b>52</b>	<b>92</b>	<b>50</b>	<b>96</b>	<b>92</b>	<b>88</b>	<b>98</b>	<b>65</b>	<b>76</b>	<b>70</b>	<b>64</b>	<b>115</b>	<b>79</b>	<b>85</b>	<b>172</b>	<b>2260</b>

TABELA S2 – Representação dos melhores modelos que explicam o efeito fixo do tratamento sobre a abundância de *Apis mellifera* e dos insetos visitantes florais nativos com as variáveis de ano, área, precipitação, aplicação e tempo de aplicação do tratamento como variáveis aleatórias.

	Modelos	K	$\Delta AICc$	AICcWt
<b>Abundância <i>Apis mellifera</i></b>	apis ~ Tratamento + (1   Precipitacao)	4	0	0.48
<b>Abundância insetos nativos</b>	ab_nat ~ Tratamento + (1   ano)	4	0	0.18
	ab_nat ~ Tratamento + (1   area)	4	0	0.18
	ab_nat ~ Tratamento + (1   Precipitacao)	4	0	0.18
	ab_nat ~ Tratamento + (1   aplicacao)	4	0	0.18
	ab_nat ~ Tratamento + (1   n_dias_aplic)	4	0	0.18

Tabela S3 – Resultados do GLMM do melhor modelo (Modelo5) do efeito do tratamento sobre a abundância de *Apis mellifera* e dos insetos visitantes florais nativos.

	Modelo	Tratamento	Estimate	Std. Error	Z value	P value
<b>Abundância de <i>Apis mellifera</i></b>		(Intercept)	2,80	0,37	7,51	< 0,0001
	apis ~ Tratamento + (Precipitacao)	TratamentoSem	0,32	0,51	0,62	0,53
<b>Abundância dos insetos nativos</b>		(Intercept)	3,97	0,13	31,18	< 0,0001
	(ab_nat ~ Tratamento + (1   ano))	TratamentoSem	0,66	0,18	3,64	0,0002

Tabela S4 – Resultados do GLM ajustado do efeito de *Apis mellifera* sobre a abundância e a riqueza dos insetos visitantes florais nativos.

		Estimate	Std. Error	Z value	P value
<b>Abundância nativos</b>	(Intercept)	4,29	0,12	34,62	< 0,0001
	apis	0,01	0,004	2,65	0,008
<b>Riqueza nativos</b>	(Intercept)	3,29	0,03	28	< 0,0001
	apis	0,007	0,003	1,83	0,066

## Capítulo 2

### Impacto do tratamento das colmeias das abelhas africanizadas na polinização de plantas nativas da Caatinga consumidas pela Ararinha-azul

Ana Flávia Rodrigues do Nascimento<sup>1</sup>, Camile Lugarini<sup>2</sup>, Aline Candida Ribeiro Andrade e Silva<sup>3</sup>, Larissa Rocha Santos<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Universidade Estadual de Santa Cruz, PPG Ecologia e Conservação da Biodiversidade, Laboratório de Ecologia Aplicada à Conservação, Ilhéus, BA, Brasil

<sup>2</sup> Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Florianópolis, SC, Brasil

<sup>3</sup> Universidade Federal do Vale do São Francisco, Centro de Conservação e Manejo de Fauna da Caatinga, Petrolina, PE, Brasil

#### Resumo

A abelha africanizada, *Apis mellifera*, tem se tornado um problema ecológico global, por competir com animais nativos por recurso alimentar e reprodutivo. Essas são as principais motivações de programas de controle dessa espécie, pois pode ser uma solução para reestabelecer o equilíbrio natural. Entretanto, é necessário investigar como essas estratégias podem afetar espécies não-alvo do controle e processos ecológicos por elas dirigido, como a polinização das plantas nativas. Aqui, avaliamos o impacto da remoção de colmeias de abelhas africanizadas na polinização de seis espécies vegetais nativas da Caatinga cujos frutos são consumidos pela Ararinha-azul. Mais especificamente, avaliamos o efeito da remoção das colmeias sobre o número de visitas às flores pela invasora *A. mellifera* e por insetos visitantes florais nativos. Nós também avaliamos o efeito da remoção sobre a probabilidade de polinização de *A. mellifera* e de insetos visitantes florais nativos, utilizando como *proxy* de probabilidade a porcentagem de visitas efetivas (contato com o estigma e/ou a antera da flor) e o tempo médio de visita por flor. Nós registramos a frequência de visitantes florais em três indivíduos de seis espécies por área durante 10 minutos em três períodos do dia. Além da frequência, registramos o comportamento dos visitantes florais como tocar ou não a antera e/ou o estigma das flores e o tempo de duração das visitas em cada flor. Nos ambientes com remoção das colmeias, foram registradas um total de 645 visitas enquanto no ambiente sem remoção foram 810 visitas. Do total de visitas, 98,8% (n = 1438) os visitantes tiveram contato com as estruturas reprodutivas (chamadas de visitas efetivas). Evidenciamos que *A. mellifera* realiza aproximadamente metade das visitas florais registradas, e em mais de 90% destas ela toca as estruturas reprodutivas das flores. Além disso, *A. mellifera* visita todas as espécies de plantas estudadas, exceto a Pau-de-colher (*Monteverdia rigida*). O tratamento reduziu o número de visitas dos insetos nativos no Pau-de-colher, mas não influenciou a porcentagem de visitas efetivas desta abelha e dos insetos visitantes florais nativos para nenhuma das espécies visitadas. Enquanto o tratamento levou a um aumento no tempo médio de visita por *A. mellifera* em *Cenostigma pyramidale* e pelos insetos nativos em *Cnidoscolus quercifolius*. Esse estudo mostrou que *A. mellifera* tem potencial de atuar como polinizador efetivo de espécies importantes para a Ararinha-azul, e que, de maneira geral, a remoção das colmeias não teve impacto sobre a potencial polinização conduzida pelos insetos visitantes florais nativos e exóticos. Assim, esses achados ressaltam a importância de uma abordagem cuidadosa ao se implementar programas de controle, visando minimizar os impactos negativos sobre a biodiversidade e a ecologia



dos ecossistemas, além de abrir portas para estudos com vistas a compreender melhor os efeitos dessas estratégias sobre as interações planta-polinizador e embasar políticas e práticas de conservação mais eficazes.

**Palavras-chave:** Probabilidade de polinização. Espécies invasoras. Caatinga. *Cyanopsitta spixii*.

## Abstract

The Africanized honey bee, *Apis mellifera*, has become a global ecological problem, as it competes with native animals for food and reproductive resources. These are the main motivations for control programs for this species, as it can be a solution to reestablish the natural balance. However, it is necessary to investigate how these strategies can affect non-target species of control and ecological processes directed by them, such as pollination of native plants. Here, we evaluate the impact of removing Africanized honey bee hives on the pollination of six plant species native to the Caatinga whose fruits are consumed by the Spix's Macaw. More specifically, we evaluated the effect of hive removal on the number of visits to flowers by the invasive *A. mellifera* and native floral visiting insects. We also evaluated the effect of removal on the probability of visits by *A. mellifera* and native floral visiting insects, using as a proxy for probability the percentage of effective visits (contact with the stigma and/or flower anther) and the average time visit per flower. We recorded the frequency of floral visitors in three individuals of six species per area for 10 minutes in three periods of the day. In addition to frequency, we recorded the behavior of floral visitors, such as touching or not touching the anther and/or stigma of the flowers and the duration of visits to each flower. In environments with hive removal, a total of 645 visits were recorded, while in the environment without removal there were 810 visits. Of the total visits, 98.8% (n = 1438) visitors had contact with reproductive structures (called effective visits). We showed that *A. mellifera* makes approximately half of the recorded floral visits, and in more than 90% of these it touches the reproductive structures of the flowers. Furthermore, *A. mellifera* visits all plant species studied, except Pau-de-colher (*Monteverdia rigida*). The treatment reduced the number of visits by native insects to Pau-de-colher, but did not influence the percentage of effective visits by this bee and native floral visiting insects for any of the species visited. While the treatment led to an increase in the average visit time by *A. mellifera* in *Cenostigma pyramidale* and by native insects in *Cnidoscolus quercifolius*. This study showed that *A. mellifera* has the potential to act as an effective pollinator of important species for the Spix's Macaw, and that, in general, the removal of hives had no impact on the potential pollination carried out by native and exotic floral visiting insects. Thus, these findings highlight the importance of a careful approach when implementing control programs, aiming to minimize negative impacts on biodiversity and ecosystem ecology, in addition to opening doors for studies aimed at better understanding the effects of these strategies on interactions pollinator plant and support more effective conservation policies and practices.

**Keywords:** Pollination probability. Invasive species. Caatinga. *Cyanopsitta spixii*.

## **Introdução**

A polinização, como estágio inicial na formação de sementes, representa o processo pelo qual o pólen, proveniente da parte masculina das flores, é liberado, transportado e depositado no estigma floral, parte feminina das flores (MAIA-SILVA et al., 2012). As plantas são polinizadas de forma autônoma ou com auxílio de outros elementos da natureza, sejam bióticos ou abióticos. Em escala global, cerca de 87,5% das mais de 308.006 espécies de plantas com flores dependem da polinização por animais (OLLERTON; WINFREE; TARRANT, 2011; VANBERGEN et al., 2013; SAUNDERS, 2018). Dentre os cerca de 350.000 animais polinizadores, os insetos emergem como o grupo primário (OLLERTON, 2017), com destaque para as ordens Lepidoptera (com 141.000 espécies), Coleoptera (77.300), Hymenoptera (70.000) e Diptera (55.000) (WARDHAUG, 2015; OLLERTON, 2017). As abelhas (Hymenoptera: Anthophila), embora numericamente menos diversas que os lepidópteros, se sobressaem devido suas características morfológicas e comportamentais que as tornam excelentes polinizadoras. Representam o único grupo que depende inteiramente dos recursos florais tanto em sua fase adulta quanto larval (ALMEIDA et al., 2023). Esse fato as torna visitantes florais especializados, estabelecendo uma relação de interdependência, onde todo seu alimento vem das flores, e consequentemente aumentam a diversidade genética das plantas (MAIA-SILVA; SILVA; HRNCIR; et al., 2012; LANES et al., 2018; JAFFÉ et al., 2019; ALMEIDA et al., 2023).

A interação entre polinizadores e plantas tem sido significativamente afetada pelas atividades humanas. Ambos enfrentam crescente pressão devido à intensificação do uso da terra, mudanças climáticas, invasões de espécies exóticas e disseminação de pragas e doenças (SCHWEIGER et al., 2010; VANBERGEN et al., 2013; WAGNER, 2019; ZATTARA; AIZEN, 2021). As invasões de espécies exóticas se destacam entre as principais causas que interferem no serviço ecossistêmico de polinização, superando os polinizadores nativos em abundância e desencadeando competição por recursos alimentares (HENRY; RODET, 2018; GARIBALDI et al., 2020), bem como por locais de nidificação (HUDEWENZ; KLEIN, 2015; PACÍFICO et al., 2020). Essas pressões exercem sérias implicações na integridade e funcionamento dos ecossistemas, comprometendo os processos ecológicos fundamentais, como os oferecidos pelos polinizadores.

Dentre as ameaças causadas por espécies exóticas, se destaca o impacto das abelhas invasoras na competição por recursos alimentares, interferindo na integridade original da interação planta-polinizador. A competição direta por território e alimento se destaca como o principal efeito, como observado em invasoras que territorialmente defendem áreas florais (GRAHAM et al., 2019), desencorajando a presença de outros polinizadores (HENRY; RODET, 2018; JEAUVONS; VAN BAAREN; LE LANN, 2020). O impacto sobre as abelhas nativas é mais significativo quando há competição direta por recursos florais limitados e considerável sobreposição de nicho entre as espécies (HUNG et al., 2018). Na competição exploratória, o competidor dominante indiretamente modifica a capacidade ou abundância dos outros competidores ao monopolizar e exaurir os recursos disponíveis (ANNA-AGUAYO et al., 2017; HENRY; RODET, 2018). Os efeitos adversos da competição induzida por abelhas invasoras podem ser investigados por meio da observação do número de visitas nas flores por abelhas nativas e invasoras (HUDEWENZ; KLEIN, 2015; WOJCIK et al., 2018) e do sucesso reprodutivo das plantas (ELBGAMI et al., 2014; HUDEWENZ; KLEIN, 2015).

Essa interferência é particularmente preocupante quando as abelhas invasoras são manejadas para fins comerciais e possuem um comportamento altamente sociável (RUSSO et al., 2021), como no caso de *Apis mellifera*, frequentemente utilizada no Brasil para aumentar a polinização agrícola e a produção de mel (GIANNINI et al., 2015, 2020; SANTOS et al., 2018). Devido à sua natureza altamente social e hábitos generalistas, essa espécie teve um aumento exponencial da população, resultando em invasões em praticamente todos os continentes, exceto na Antártida (MORITZ; HÄRTEL; NEUMANN, 2005). Em áreas com alta densidade de *A. mellifera*, observa-se um padrão de ocorrência que sugere competição e exclusão das abelhas nativas (HUNG et al., 2018). A presença de *A. mellifera* em áreas com floração massiva pode ser até 15 vezes maior do que a presença conjunta das abelhas nativas, resultando na prejudicial interferência nos insetos polinizadores nativos (HENRY; RODET, 2018a). Em resposta a este problema global, alguns programas de conservação propõem o tratamento de *A. mellifera*, visando principalmente proteger espécies e habitats ameaçados de extinção (HENRY; RODET, 2018; PACÍFICO et al., 2020). Essa abelha invasora pode comprometer o sucesso reprodutivo das plantas nativas, quando ela esgota os recursos sem realizar efetivamente a polinização (REQUIER et al., 2019). Visitas persistentes dessa espécie

afetaram a função de polinização, reduzindo o número de sementes por fruto, como registrado em *Cistus crispus* e *C. salvifolius* (MAGRACH et al., 2017).

No Brasil, a presença de *A. mellifera* desencadeia transformações marcantes e substanciais nas interações entre plantas e seus polinizadores naturais. Essa espécie tem a capacidade de assumir um papel central nas redes de polinização (SANTOS et al., 2012), indicando um possível impacto negativo nos serviços de polinização. A natureza altamente generalista dessa abelha invasora levanta dúvidas sobre sua eficiência como polinizador para as plantas nativas (IWASAKI; HOGENDOORN, 2022). É presumido que em certas regiões de Caatinga, a presença dela está afetando o processo de polinização de plantas nativas, competindo diretamente com outros insetos polinizadores locais (MACHADO; LOPES; SAZIMA, 2010). Com isso, uma remoção de *A. mellifera* pode ser uma solução para reestabelecer o equilíbrio natural, pois poderá reduzir as consequências dessa espécie para a vegetação nativa.

Desse modo, nosso presente estudo objetiva avaliar o impacto da remoção de colmeias de abelhas africanizadas na polinização de espécies vegetais nativas da Caatinga cujos frutos são consumidos pela Ararinha-azul (*Cyanopsitta spixii*) (Wagler, 1832). Mais especificamente, avaliamos o efeito da remoção sobre o número de visitas florais de seis espécies, pela invasora *A. mellifera* e por insetos visitantes florais nativos. Nós também avaliamos o efeito da remoção sobre a probabilidade de polinização de *A. mellifera* e de insetos visitantes florais nativos, nas seis espécies vegetais, utilizando como *proxy* de probabilidade de polinização a porcentagem de visitas efetivas (contato com o estigma e/ou a antera da flor) e o tempo médio de visita. Esperamos que o número de visitas e a probabilidade de polinização de *A. mellifera* não sejam reduzidos, já que a remoção da colmeia no oco não reduz a abundância dessa espécie no ambiente (NASCIMENTO et al., 2024 – em preparo); enquanto esperamos uma redução no número de visitas e uma menor probabilidade de polinização dos insetos visitantes florais nativos devido a remoção das colmeias ter reduzido a abundância destes (NASCIMENTO et al., 2024 – em preparo).

## Material e Métodos

### *Área de estudo*

A área de estudo está compreendida na Área de Proteção Ambiental (APA) e no Refúgio de Vida Silvestre (REVIS) da Ararinha Azul. A APA e o REVIS, com aproximadamente 90 mil e 30 mil hectares, respectivamente, estão localizados no Domínio Fitogeográfico da Caatinga MORO, 2013; MORO et al., 2016), entre os municípios de Juazeiro e Curaçá, na região noroeste do estado da Bahia, Brasil. O clima regional é semiárido tropical muito quente (Bsh' no sistema de Köppen) (ALVARES et al., 2013). O índice de aridez é de 0,21, a temperatura média anual é de 24°C, enquanto a precipitação média é de 454 mm por ano. Apresenta uma longa estação seca com duração aproximada de nove meses, e uma estação chuvosa irregular, concentrada entre janeiro e abril (AB'SÁBER, 1974; VELLOSO; SAMPAIO; PAREYN, 2002; MORO et al., 2016).

Na APA e no REVIS a vegetação está separada em quatro tipos de Caatinga: de Pediplanos; de Pavimentos Rochosos; de Rios e Riachos Temporários; e de Terrenos Residuais (SOUZA-CAVALCANTI et al., 2020). O trabalho foi realizado na fitofisionomia definida como Caatinga de Rios e Riachos Temporários com planície aluvial com florestas densas a abertas (SOUZA-CAVALCANTI et al., 2020). Nesta encontra-se a Caraibeira (*Tabebuia aurea* (Manso) Benth. & Hook), espécie arbórea que normalmente ultrapassa 20 m de altura, tem a característica de apresentar ocos em tronco e galhos e é encontrada com frequência na mata ciliar dos riachos da APA e do REVIS. Essa espécie se destaca pelo fato de ter sido a principal espécie de nidificação da Ararinha-azul (JUNIPER; YAMASHITA, 1991; BARROS et al., 2012). Por essa razão, esta fitofisionomia foi considerada uma área adequada para a reintrodução da Ararinha-azul (GOMIDES et al., 2021), que ocorreu por meio de duas solturas, uma em junho de 2022, de cinco fêmeas e três machos, e outra em dezembro de 2022, de oito fêmeas e quatro machos (PURCHASE et al., 2024).

### *Programa de remoção das abelhas africanizadas (*Apis mellifera*)*

O Programa de remoção das abelhas africanizadas é uma iniciativa da equipe do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) que atua nas áreas protegidas da Ararinha-azul. Trata-se de uma ação do Plano de Ação Nacional (PAN) para

a Conservação da Ararinha-azul (*Cyanopsitta spixii*), uma espécie ameaçada de extinção. Essa é a ação 4.7 que prevê “Realizar controle da espécie exótica invasora *Apis mellifera* em potenciais ninhos de psitacídeos em ocos de árvores, principalmente na área de soltura da Ararinha-azul”.

A remoção das abelhas africanizadas é realizada em ocos de *Tabebuia aurea*. Esse manejo foi realizado entre os anos de 2021 e 2023. Até hoje foram tratadas 45 cavidades. Dentre essas, 15 cavidades foram tratadas com descargas de dióxido de carbono, 15 com fipronil (na concentração de 0,072%) e 15 com permetrina (na concentração de 3,49%), seguindo o protocolo do ICMBio (OLIVEIRA et al., 2024 – em preparo). Após a aplicação dos tratamentos, os ocos são tamponados com bloco de espuma ou pedaços de estopa para evitar a reincidência de ocupação pelas abelhas até o período reprodutivo das aves, que inicia em novembro (OLIVEIRA et al., 2024 – em preparo).

O Dióxido de Carbono (CO<sub>2</sub>) não é considerado tóxico e tem sido explorado como uma alternativa aos agrotóxicos convencionais. Esta substância atua principalmente por meio de asfixia, pois, ao ser liberada, provoca a substituição do ar respirável pelo gás, resultando na redução do oxigênio disponível. Armazenado em cilindros de aço, ao ser liberado da compressão, o CO<sub>2</sub> passa por uma vaporização rápida, levando a uma brusca diminuição da temperatura, que pode atingir até -78 °C. Uma parte do gás se solidifica em pequenas partículas, formando o que é conhecido como "gelo seco" ou neve carbônica. No entanto, a exposição prolongada ao CO<sub>2</sub> e suas temperaturas extremamente baixas têm sido associadas a efeitos adversos no comportamento de forrageamento e na sobrevivência (EBADI; LORENZEN, 1980).

O Fipronil pertence ao grupo fenilpirazol e é um inseticida que atua por contato ou ingestão. Sua ação ocorre no sistema nervoso central dos insetos como um bloqueador não competitivo do receptor do ácido gama-aminobutírico (GABA), influenciando os canais de cloro dependentes de glutamato, o que resulta em hiperexcitação, seguida de paralisia e morte. Os receptores GABA estão dispersos em vários neurópilos do cérebro das abelhas e desempenham papel na modulação da aprendizagem, memória e percepção sensorial (BERNADOU et al., 2009; ROAT et al., 2014). Em estudos de laboratório, a meia-vida do Fipronil no solo varia entre 122 e 128 dias, enquanto em ambientes de campo essa variação se estende de 3 a 7 meses. No entanto, experimentos específicos, como um realizado em plantações de algodão, relataram uma meia-vida de 24 dias.

A Permetrina é um inseticida sintético classificado como piretroide, atuando nos canais de sódio para prolongar sua abertura, bloqueando o potencial de ação no sistema nervoso central dos insetos. Esse inseticida inibe a transmissão do impulso nervoso ao ligar-se e bloquear a função das proteínas dos canais de sódio presentes na membrana dos neurônios. Os piretroides, ao se ligarem aos canais de sódio, desencadeiam uma paralisia excitatória nos insetos, levando, eventualmente, à sua morte (GUSMÃO et al., 2000; SINGH et al., 2022). A meia-vida da Permetrina é de aproximadamente 45,5 dias, podendo variar dependendo das condições de umidade, temperatura e exposição à luz solar (SCORZA-JÚNIOR; RIGITANO, 2007). A resistência biológica aos inseticidas pode ocorrer nos insetos devido a modificações genéticas que impedem a ligação ou a interação do inseticida em seus locais de ação (FENIBO et al., 2022).

### *Seleção das áreas*

Dentro da fitofisionomia Caatinga de Rios e Riachos Temporários com planície aluvial com florestas densas a abertas a abertas foram conduzidas três campanhas de coleta. Na primeira, foram amostradas cinco áreas, das quais três áreas foram monitoradas após o tratamento das colmeias, enquanto duas áreas não receberam tratamento. Cinco novas áreas foram incluídas a partir da segunda campanha. Nessa fase, foram monitoradas cinco áreas que receberam tratamento e cinco que permaneceram sem tratamento. Na última campanha, duas das áreas que não receberam tratamento na segunda campanha passaram a ser tratadas, resultando em um total de sete áreas com tratamento das colmeias e três áreas sem tratamento. O ponto central de cada área foi representado por uma árvore de *T. aurea* com oco ocupado por um enxame de abelha africanizada. Sendo que, na área com manejo, esse oco estava desocupado devido ao tratamento e remoção das abelhas. Em torno do ponto central foi definido um raio de 500m, resultando em uma área amostral de 785.000m<sup>2</sup> por área, considerando a amplitude de forrageamento dos insetos polinizadores (WILLIAMS; OSBORNE, 2009). Para garantir independência e minimizar a autocorrelação espacial consideramos uma distância mínima de 5km entre as áreas.

### *Espécies vegetais selecionadas*

As 18 espécies vegetais consideradas principais para a alimentação da Ararinha-azul foram incluídas no nosso leque de plantas a serem estudadas (GOMIDES et al.,

2021). Destas, foram selecionadas seis espécies, todas dependentes de animais para polinização, menos uma para a qual desconhecíamos a síndrome de polinização (Pau-de-colher, *Monteverdia rigida* (Mart.) Biral – Celastraceae), das quais foi possível registrar ao menos três indivíduos em floração em cada uma das 10 áreas amostradas. As espécies selecionadas foram a Catingueira, a Baraúna, a Faveleira, o Pau-de-colher, o Pinhão-bravo e a Quixabeira.

A Baraúna (*Schinopsis brasiliensis* Engl. – Anacardiaceae) apresenta um sistema sexual dioico, em que um indivíduo produz flores masculinas e outro flores femininas, é uma espécie autoincompatível e, portanto, necessita de polinizadores para sua reprodução (LEITE; MACHADO, 2010; SOARES et al., 2014). A dioicia da Baraúna está relacionada com a polinização de pequenos insetos, como abelhas de pequeno porte, dípteros e vespas (MACHADO; LOPES, 2004). Apresentou floração no período de julho a agosto de 2022 e 2023.

A Catingueira (*Cenostigma pyramidale* (Tul.) Gagnon & G.P. Lewis – Fabaceae), endêmica da Caatinga, apresenta seu pico de floração durante o período chuvoso, entre janeiro e abril, mas também pode florescer no período seco, em agosto (LEITE; MACHADO, 2010). Possui flores hermafroditas, e apresenta autoincompatibilidade, considerada xenógama obrigatória, dependendo da polinização cruzada entre diferentes indivíduos (LEITE; MACHADO, 2010). A polinização da Catingueira é principalmente realizada por abelhas dos gêneros *Xylocopa* e *Centris*, ocasionalmente por borboletas das famílias Hesperidae e Pieridae, bem como por aves e beija-flores (LEITE; MACHADO, 2010). Na área de estudo floriu de janeiro a março de 2023.

A Faveleira (*Cnidoscolus quercifolius* Pohl – Euphorbiaceae) também endêmica da Caatinga, tem seu período de floração predominante durante o período chuvoso, entre os meses de janeiro e abril (OLIVEIRA et al., 2019). A Faveleira é uma espécie monoica, com flores unissexuais no mesmo indivíduo. É uma espécie autoincompatível, dependente de vetores de polinização, porém, existe uma lacuna quanto aos polinizadores dessa espécie. No entanto, os principais polinizadores de uma outra espécie do mesmo gênero (*Cnidoscolus aconitifolius*) são insetos que pertencem às ordens Diptera, Hymenoptera e Lepidoptera (MUNGUÍA-ROSAS; JÁCOME-FLORES, 2020). Na área floriu de janeiro a março de 2023 e em julho de 2022, com flores menos abundantes.

O Pau-de-colher, (*Monteverdia rigida* (Mart.) Biral – Celastraceae) apresenta um sistema de reprodução poligamodioico, caracterizado pela presença de órgãos



reprodutivos masculinos e femininos em diferentes indivíduos, além de flores bissexuais presentes em cada planta (SOARES et al., 2014). Na população, predomina a presença de indivíduos do sexo feminino (LEITE; MACHADO, 2010). Embora desconheçamos quais são os principais polinizadores de *M. rigida*, uma outra espécie do mesmo gênero (*Monteverdia ilicifolia*), que é dioica e autocompatível, apresenta um sistema de polinização generalista e entomófila, pois suas flores atraem uma diversidade de insetos das ordens Diptera e Hymenoptera. Com visitas de dípteros sendo mais frequentes do que de himenópteros (PERLEBERG et al., 2022). Apresentou floração no período de julho a agosto de 2022 e de maio a agosto de 2023.

O Pinhão-bravo (*Jatropha mollissima* (Pohl) Baill. – Euphorbiaceae) tem suas flores actinomorfas, exibindo uma coloração vermelho intenso na corola, o que contrasta com o amarelo vibrante do androceu nas flores masculinas e o gineceu de tonalidade amarelo-esverdeada nas flores femininas. Este arbusto é monóico, possui um sistema reprodutivo autocompatível, permitindo a reprodução por meio de geitonogamia e xenogamia. Seus potenciais polinizadores são as abelhas *Apis mellifera*, *Xylocopa frontalis* e *X. grisescens* e os beija-flores *Chlorostilbon lucidus* e *Anopetia gounellei* (NEVES; VIANA, 2011). Nas áreas floriu de janeiro a março de 2023, em julho de 2022 e de maio a agosto de 2023.

A Quixabeira, *Sideroxylon obtusifolium* (Roem. & Schult.) T.D. Penn., é uma espécie arbórea pertencente à família Sapotaceae. Tem flores hermafroditas e é considerada uma espécie de autoincompatibilidade tardia (LEITE; MACHADO, 2010). Os principais agentes de polinização da quixabeira são insetos, especialmente abelhas, moscas e borboletas (KIILL; MARTINS; SILVA, 2010). Floriu de julho a agosto de 2022 e em agosto de 2023.

#### *Frequência dos visitantes florais*

Considerando que a variação sazonal na Caatinga tem uma forte influência sobre a dinâmica dos polinizadores e na fenologia das plantas, as campanhas de campo foram realizadas em três diferentes períodos, de transição (maio e junho), seco (julho e agosto) e chuvoso (janeiro a março), entre os anos de 2022 e 2023. Em cada campanha foram conduzidas observações em três indivíduos de cada espécie vegetal selecionada que estava em floração, em cada área amostrada. Essas observações seguiram um protocolo

adaptado de Garibaldi et al. (2020). Durante o registro dos visitantes florais, foi contabilizado o número de visita dos insetos e feita a identificação do visitante até o menor nível taxonômico possível. Nas espécies com flores abundantes (Baraúna, Quixabeira e Pau-de-colher), as observações se concentraram em uma inflorescência acessível por indivíduo. Enquanto nas espécies com flores menos abundantes ou isoladas (Catingueira, Faveleira e Pinhão-bravo), as observações se concentraram desde uma até cinco flores. Especificamente, as observações foram divididas em três intervalos de tempo: das 5h00min às 9h00min, das 11h00min às 14h00min e das 15h00min às 18h00min, com cada período de observação durando 10 minutos por indivíduo. Isso totalizou 250 horas de observações durante toda as amostragens.

#### *Probabilidade de polinização*

A probabilidade da polinização foi estimada durante o registro dos visitantes florais para cada espécie vegetal, por meio de duas métricas (a porcentagem de visitas efetivas e o tempo médio de visita). Foi considerada uma visita efetiva quando registrado o contato do visitante com as estruturas reprodutivas das flores e pelo tempo de visitação por flor. Para cada visita, o visitante floral foi categorizado em polinizador efetivo ou pilhador, de acordo com seu comportamento. Consideramos um polinizador potencialmente efetivo quando o visitante tocava as estruturas reprodutivas da flor (antera e estigma) com partes do corpo, como cabeça, tórax, região ventral, pernas, asas (PERLEBERG et al., 2022), e não causa danos a elas. Enquanto consideramos um visitante pilhador quando ele coleta recursos na flor (causando ou não danos a ela), mas não toca as estruturas reprodutivas (adaptado de GIANNINI et al., 2015). Quando não foi possível confirmar a espécie do visitante floral em campo, coletamos os insetos (após os 10 minutos de observação) e destinamos para identificação no Laboratório de Entomologia Terrestre do Museu de Fauna da Caatinga (Cemafauna-Caatinga/UNIVASF). Para cada visita também foi registrado o tempo que o visitante permanecia na flor. E consideramos que quanto maior esse tempo maior a probabilidade de a polinização ser efetiva (MANSON et al., 2022).

#### *Análise de dados*

O efeito do tratamento das colmeias de *Apis mellifera* foi testado para cada variável resposta (número de visitas de *A. mellifera* e dos insetos visitantes florais nativos,

visitas efetivas e tempo médio gasto por flor). Foram construídos seis modelos (incluindo o modelo nulo) para cada variável resposta, onde a aplicação ou não do tratamento entrou como variável fixa e outras variáveis que podem influenciar na resposta entraram como variáveis aleatórias, sendo elas o tipo de tratamento (CO<sub>2</sub>, Fipronil e Permetrina), o tempo de amostragem após aplicação (que variou de 5 a 367 dias), a precipitação (obtida a partir de uma série histórica de precipitação pluviométrica da média dos anos de 1991 a 2020, disponível no portal do Instituto Nacional de Meteorologia – INMET), o ano de coleta (2022 ou 2023), a área (as 10 localidades amostradas). Para isso, foi utilizada a função *glmmTMB* do pacote *glmmTMB* (BOLKER, 2019) com distribuição binomial negativa (ou ajustado com poisson). Para a análise, realizamos uma seleção de modelos e comparamos valores do critério de informação de Akaike ( $\Delta AIC_c$ ) para selecionar o(s) modelo(s) mais plausível(is), considerados plausíveis aqueles com  $\Delta AIC_c \leq 2,00$  (SYMONDS; MOUSSALLI, 2011). Os resíduos dos modelos foram verificados por meio do pacote *DHARMa* (HARTIG, 2019) e atenderam aos pressupostos de normalidade e homoscedasticidade. Todas as análises foram realizadas no Software R 4.3.1 (R Development Core Team 2021), e foi considerado efeito significativo aqueles com significância menor ou igual a 0,05.

## Resultados

Do total de 1455 visitas florais registradas, 48% (n=703) foram conduzidas pelas abelhas africanizadas e 52% (n=752) pelos insetos visitantes florais nativos. *Apis mellifera* visitou todas as espécies estudadas, exceto a Pau-de-colher (*Monteverdia rigida*). Em ambientes sem tratamento das colmeias foi registrado um maior número de visitas, totalizando 810 visitas, enquanto em ambientes com tratamento, foi de 645 visitas. Dentre todas as visitas, 98,8% (n = 1438) o visitante floral teve contato com as estruturas reprodutivas (chamadas de visitas efetivas). Em ambiente com tratamento, mais da metade das visitas efetivas foram conduzidas por *A. mellifera*, enquanto em ambientes sem tratamento os visitantes florais nativos representaram a maioria dessas visitas. O tempo médio de visita às flores pelos visitantes florais (*A. mellifera* e insetos nativos) foi maior nos ambientes com tratamento (10,52 segundos) do que sem tratamento (7,97 segundos).

### Número de visitas de *Apis mellifera* e insetos visitantes florais nativos

Nos ambientes com tratamento das colmeias, 53% (n=343) das visitas foram conduzidas por *A. mellifera* com uma taxa de 0,1 visitas/minuto, enquanto 47% (n=302) pelos outros visitantes florais, com uma taxa de 0,08 visitas/minuto. Já nos ambientes sem tratamento, apesar do maior registro de visitação (56%, n= 810), a taxa de visitação foi igual (0,1 visitas/minuto), a minoria foi conduzida por *A. mellifera* (44%), com uma taxa de 0,1 visitas/minuto (Tabela 1). O tratamento das colmeias não afetou significativamente o número de visitas por *A. mellifera* em nenhuma das espécies visitadas (Figura 1 e Tabela S1). Para os insetos nativos, o tratamento das colmeias das abelhas africanizadas reduziu o número de visitas apenas no Pau-de-colher, *Monteverdia rigida*, ( $p=0,02$ ;  $r^2=0,38$ ; Figura 1D), mas não alterou para as outras cinco espécies (Figura 2 e Tabela S4).

Tabela 1 – Taxa de visitação (Nº de visitas/minuto) de *Apis mellifera* e dos insetos visitantes florais nativos em flores de Baraúna (*Schinopsis brasiliensis* - A), Catingueira (*Cenostigma pyramidale* - B), Faveleira (*Cnidoscolus quercifolius* - C), Pau-de-colher (*Monteverdia rigida* - D), Pinhão-bravo (*Jatropha mollissima* - E) e Quixabeira (*Sideroxylon obtusifolium* - F) entre ambientes com e sem o tratamento de colmeias de abelhas africanizadas nas Unidades de Conservação da Ararinha Azul, Curaçá, BA, Brasil.

		Taxa de visitação (Nº visitas/minuto)			
		com tratamento		sem tratamento	
		$\bar{x}$	sd	$\bar{x}$	sd
<b>Baraúna</b> ( <i>S. brasiliensis</i> )	<i>Apis mellifera</i>	0,26	0,24	0,26	0,25
	Insetos nativos	0,18	0,16	0,27	0,08
<b>Catingueira</b> ( <i>C. pyramidale</i> )	<i>Apis mellifera</i>	0,03	0,03	0,02	0,03
	Insetos nativos	0,10	0,05	0,15	0,08
<b>Faveleira</b> ( <i>C. quercifolius</i> )	<i>Apis mellifera</i>	0,01	0,014	0,03	0,04
	Insetos nativos	0,01	0,01	0,01	0,02
<b>Pau-de-colher</b> ( <i>M. rigida</i> )	<i>Apis mellifera</i>	-	-	-	-
	Insetos nativos	0,10	0,04	0,36	0,24
<b>Pinhão-bravo</b> ( <i>J. mollissima</i> )	<i>Apis mellifera</i>	-	-	0,02	0,03
	Insetos nativos	0,02	0,02	0,03	0,04
<b>Quixabeira</b> ( <i>S. obtusifolium</i> )	<i>Apis mellifera</i>	0,26	0,13	0,21	0,12
	Insetos nativos	0,13	0,10	0,10	0,06

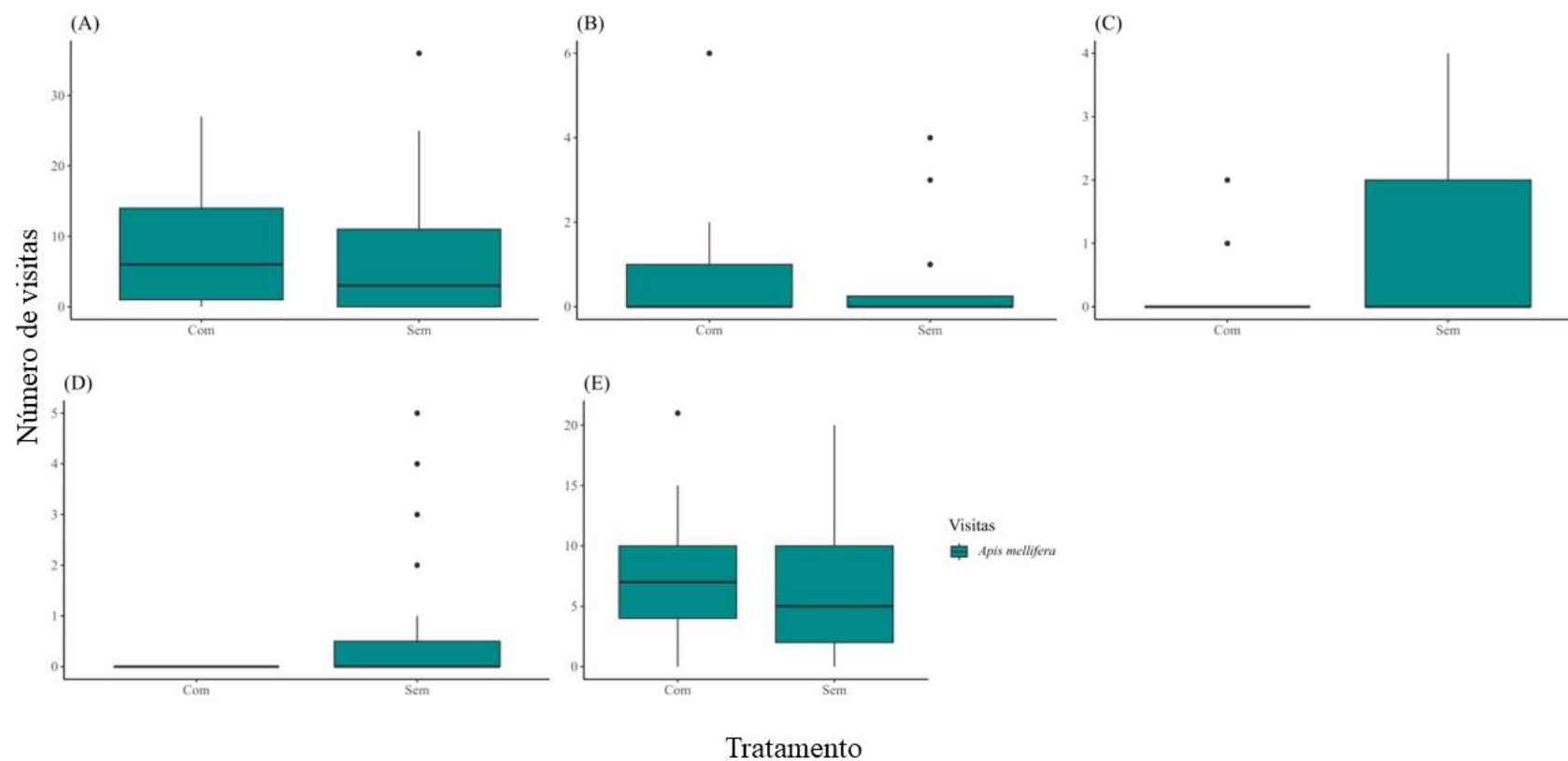


Figura 1 – Média do número de visitas de *Apis mellifera* em flores de Baraúna (*Schinopsis brasiliensis* - A), Catingueira (*Cenostigma pyramidale* - B), Faveleira (*Cnidoscolus quercifolius* - C), Pinhão-bravo (*Jatropha mollissima* - D) e Quixabeira (*Sideroxylon obtusifolium* - E) entre ambientes com e sem o tratamento de colmeias de abelhas africanizadas nas Unidades de Conservação da Ararinha Azul, Curaçá, BA, Brasil.

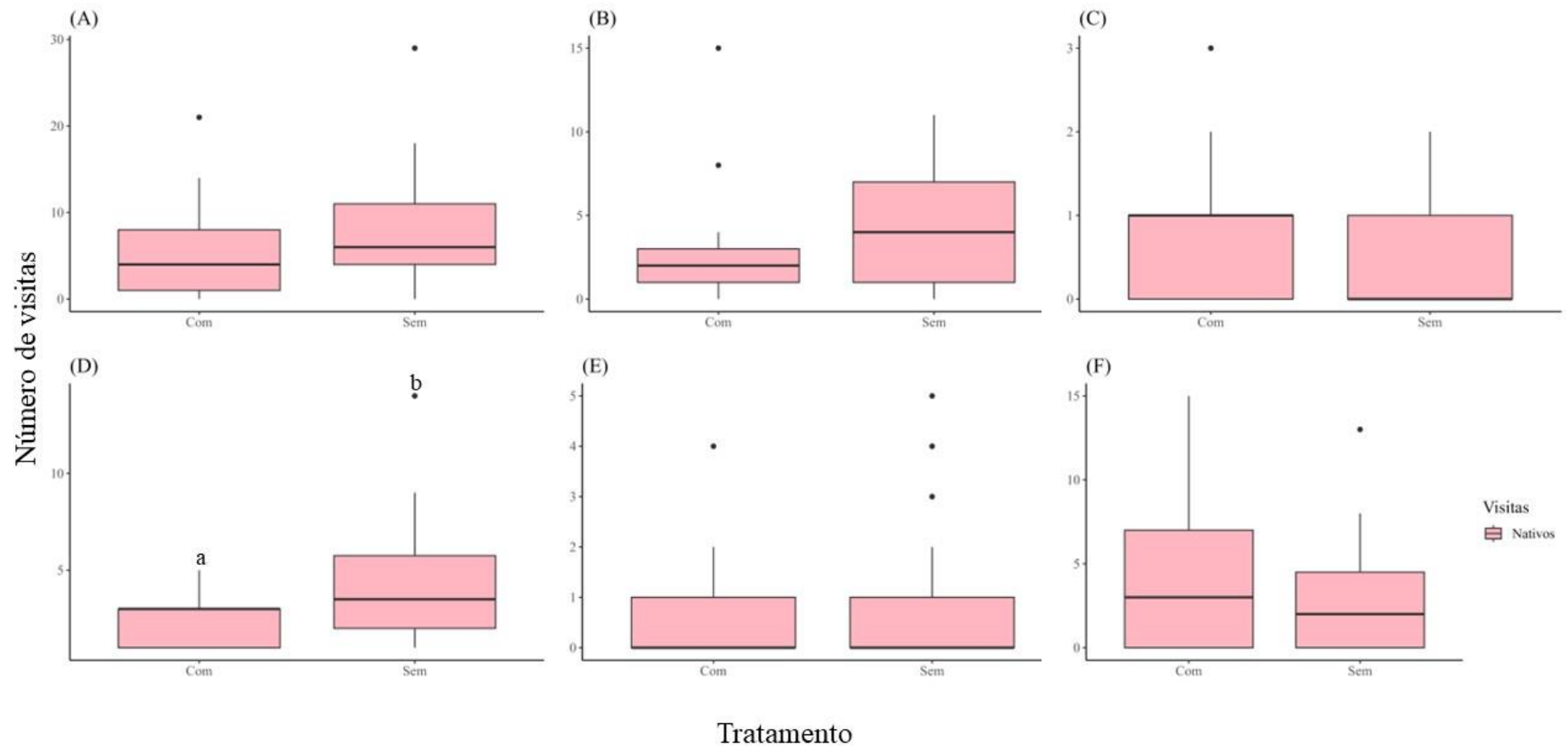


Figura 2 – Média do número de visitas dos insetos visitantes florais nativos em flores de Baraúna (*Schinopsis brasiliensis* - A), Catingueira (*Cenostigma pyramidale* - B), Faveleira (*Cnidoscolus quercifolius* - C), Pau-de-colher (*Monteverdia rigida* - D), Pinhão-bravo (*Jatropha mollissima* - E) e Quixabeira (*Sideroxylon obtusifolium* - F) entre ambientes com e sem o tratamento de colmeias de abelhas africanizadas nas Unidades de Conservação da Ararinha Azul, Curaçá, BA, Brasil. As letras minúsculas diferentes (a e b) dentro do gráfico indicam diferenças significativas ( $p < 0,05$ ).

Probabilidade de polinização de *Apis mellifera* e insetos visitantes florais nativos

*A. mellifera* efetuou 54,3% (n = 343) das visitas efetivas nos ambientes com e 44,5% (n = 359) nos ambientes sem tratamento. Enquanto os insetos nativos representaram 45,7% (n = 289) das visitas efetivas nos ambientes com e 55,5% (n = 447) nos ambientes sem tratamento (Tabela 2). Apesar da inversão no número de visitas de *A. mellifera* e dos nativos entre os ambientes, as visitas efetivas realizadas por *A. mellifera* não foram significativamente alteradas pelo tratamento das colmeias em todas as cinco espécies de plantas que ela visitou (Baraúna, Catingueira, Faveleira, Pinhão e Quixabeira) (Tabela S2). Assim como, a porcentagem de visitas efetivas realizadas pelos insetos visitantes florais nativos também não foi alterada pelo tratamento das colmeias para nenhuma das seis espécies estudadas (Baraúna, Catingueira, Faveleira, Pau-de-colher, Pinhão e Quixabeira) (Tabela 2 e Tabelas S2 e S5).

Quanto ao tempo médio das visitas efetivas, *A. mellifera* apresentou em média 6,1 segundos por flor nos ambientes com e 2,77 nos ambientes sem tratamento. Enquanto os nativos passaram em média 15,8 e 12 segundos por flor durante as visitas efetivas nos ambientes com e sem tratamento, respectivamente (Tabela 3). Apesar da geral redução do tempo médio gasto por *A. mellifera* ao visitar uma flor, esse não foi alterado significativamente pelo tratamento das colmeias nas espécies Baraúna, Faveleira, Pinhão e Quixabeira (Figura 3A, 3C, 3D e 3E) (Tabela 3 e Tabelas S3 e S6). No entanto, o tempo médio gasto por *A. mellifera* ao visitar uma flor de catingueira foi maior em áreas com tratamento ( $p = 0,01$ ;  $r^2=0,13$ ; Figura 3B; Tabela 3 e Tabela S6). Já para os insetos visitantes florais nativos, o tempo médio gasto ao visitar uma flor não foi alterado pelo tratamento das colmeias das abelhas africanizadas para as espécies Baraúna, Catingueira, Pau-de-colher, Pinhão e Quixabeira (Figura 4A, 4B, 4D, 4E e 4F). Mas, o tratamento aumentou o tempo da visita na Faveleira por eles ( $p = 0,01$ ;  $r^2=0,8$ ; (Figura 4C, Tabela 3 e Tabela S6).

Tabela 2 – Porcentagem de visitas efetivas de *Apis mellifera* e de cada táxon de insetos visitantes florais nativos em flores de Baraúna (*Schinopsis brasiliensis*), Catingueira (*Cenostigma pyramidale*), Faveleira (*Cnidoscopus quercifolius*), Pau-de-colher (*Monteverdia rigida*), Pinhão-bravo (*Jatropha mollissima*) e *Sideroxylon obtusifolium* (Quixabeira) em ambientes com e sem tratamento de colmeias das abelhas africanizadas nas Unidades de Conservação da Ararinha Azul, Curaçá, Bahia, Brasil.

		COM TRATAMENTO						SEM TRATAMENTO					
		Baraúna	Catingueira	Faveleira	Pau-de-colher	Pinhão-bravo	Quixabeira	Baraúna	Catingueira	Faveleira	Pau-de-colher	Pinhão-bravo	Quixabeira
<b>Anthophila</b> <b>(abelhas)</b>	<i>A. mellifera</i>	60 % (n = 164)	22% (n = 15)	18,8% (n = 3)	-	-	66,4% (n = 161)	49% (n = 164)	8,4% (n = 10)	70,8% (n = 17)	-	38,6% (n = 17)	67,8% (n = 151)
	Nativas	24% (n = 66)	42,6% (n = 29)	12,6% (n = 2)	13,3% (n = 2)	43,8% (n = 7)	3% (n = 8)	28,6% (n = 96)	70,6% (n = 84)	4,2% (n = 1)	-	11,4% (n = 5)	5,9% (n = 13)
<b>Coleoptera</b> <b>(besouros)</b>		-	-	-	-	-	-	0,8% (n = 3)	15,1% (n = 18)	16,7% (n = 4)	1,7% (n = 1)	6,9% (n = 3)	18,9% (n = 42)
<b>Diptera</b> <b>(moscas)</b>		3,6% (n = 10)	-	6,2% (n = 1)	56,7% (n = 7)	37,5% (n = 6)	6,2% (n = 15)	14% (n = 47)	5% (n = 6)	8,3% (n = 2)	36,6% (n = 22)	29,6% (n = 13)	3,6% (n = 8)
<b>Formicidae</b> <b>(formigas)</b>		-	-	6,2% (n = 1)	20% (n = 3)	-	-	5,2% (n = 18)	0,9% (n = 1)	-	56,7% (n = 34)	4,5% (n = 2)	3% (n = 7)
<b>Hemiptera</b> <b>(percevejos)</b>		-	-	-	-	-	-	0,9% (n = 3)	-	-	5% (n = 3)	4,5% (n = 2)	-
<b>Hymenoptera</b> <b>(vespas)</b>		11,4% (n = 31)	5,9% (n = 4)	6,2% (n = 1)	20% (n = 3)	6,2% (n = 1)	7,4% (n = 18)	-	-	-	-	4,5% (n = 2)	-
<b>Insecta</b>		-	-	6,2% (n = 1)	-	-	1% (n = 2)	-	-	-	-	-	-
<b>Lepidoptera</b> <b>(borboletas)</b>		1% (n = 3)	29,5% (n = 20)	31,2% (n = 5)	-	12,5% (n = 2)	16% (n = 39)	-	-	-	-	-	0,8% (n = 2)
<b>Orthoptera</b> <b>(gafanhotos)</b>		-	-	12,6% (n = 2)	-	-	-	1,5% (n = 5)	-	-	-	-	-
<b>TOTAL DE VISITAS</b>		<b>n = 274</b>	<b>n = 68</b>	<b>n = 16</b>	<b>n = 15</b>	<b>n = 16</b>	<b>n = 243</b>	<b>n = 336</b>	<b>n = 119</b>	<b>n = 24</b>	<b>n = 60</b>	<b>n = 44</b>	<b>n = 223</b>



Tabela 3 – Probabilidade de polinização quanto a porcentagem de visitas efetivas e tempo médio gasto por flor por *Apis mellifera* e pelos insetos visitantes florais nativos em flores de Baraúna (*Schinopsis brasiliensis*), Catingueira (*Cenostigma pyramidale*), Faveleira (*Cnidoscolus quercifolius*), Pau-de-colher (*Monteverdia rigida*), Pinhão-bravo (*Jatropha mollissima*) e *Sideroxylon obtusifolium* (Quixabeira) em ambientes com e sem tratamento de colmeias das abelhas africanizadas nas Unidades de Conservação da Ararinha Azul, Curaçá, Bahia, Brasil.

		Visitas efetivas (%)				Tempo (segundos/flor)			
		com tratamento		sem tratamento		com tratamento		sem tratamento	
		$\bar{x}$	sd	$\bar{x}$	sd	$\bar{x}$	sd	$\bar{x}$	sd
<b>Baraúna</b> ( <i>S. brasiliensis</i> )	<i>Apis mellifera</i>	81	40,2	71,4	64,3	2,8	1,7	2,8	1,7
	Insetos nativos	81	95,2	95,2	21,8	9,1	12,6	7,3	5,9
<b>Catingueira</b> ( <i>C. pyramidale</i> )	<i>Apis mellifera</i>	18,5	38,3	19	32,6	16	31	2	5,3
	Insetos nativos	71	39,1	61,7	39	19	25,1	19	26,3
<b>Faveleira</b> ( <i>C. quercifolius</i> )	<i>Apis mellifera</i>	12,5	34,2	37,8	47,3	0,625	1,75	3,12	4,04
	Insetos nativos	36,4	46,4	8,82	26,4	30,6	86	2,18	4,23
<b>Pau-de-colher</b> ( <i>M. rigida</i> )	<i>Apis mellifera</i>	-	-	-	-	-	-	-	-
	Insetos nativos	55,1	43,3	89,8	21,3	6,5	8,8	13,5	14,9
<b>Pinhão-bravo</b> ( <i>J. mollissima</i> )	<i>Apis mellifera</i>	-	-	25,9	44,7	-	-	1,41	2,68
	Insetos nativos	24,2	43,5	43,2	49,6	19,6	87,3	21,6	76,7
<b>Quixabeira (S. obtusifolium)</b>	<i>Apis mellifera</i>	90,5	30,1	79,2	41,5	5,05	2,44	4,54	2,75
	Insetos nativos	70,4	45,9	64,6	47,7	10,2	9,38	8,62	10,1

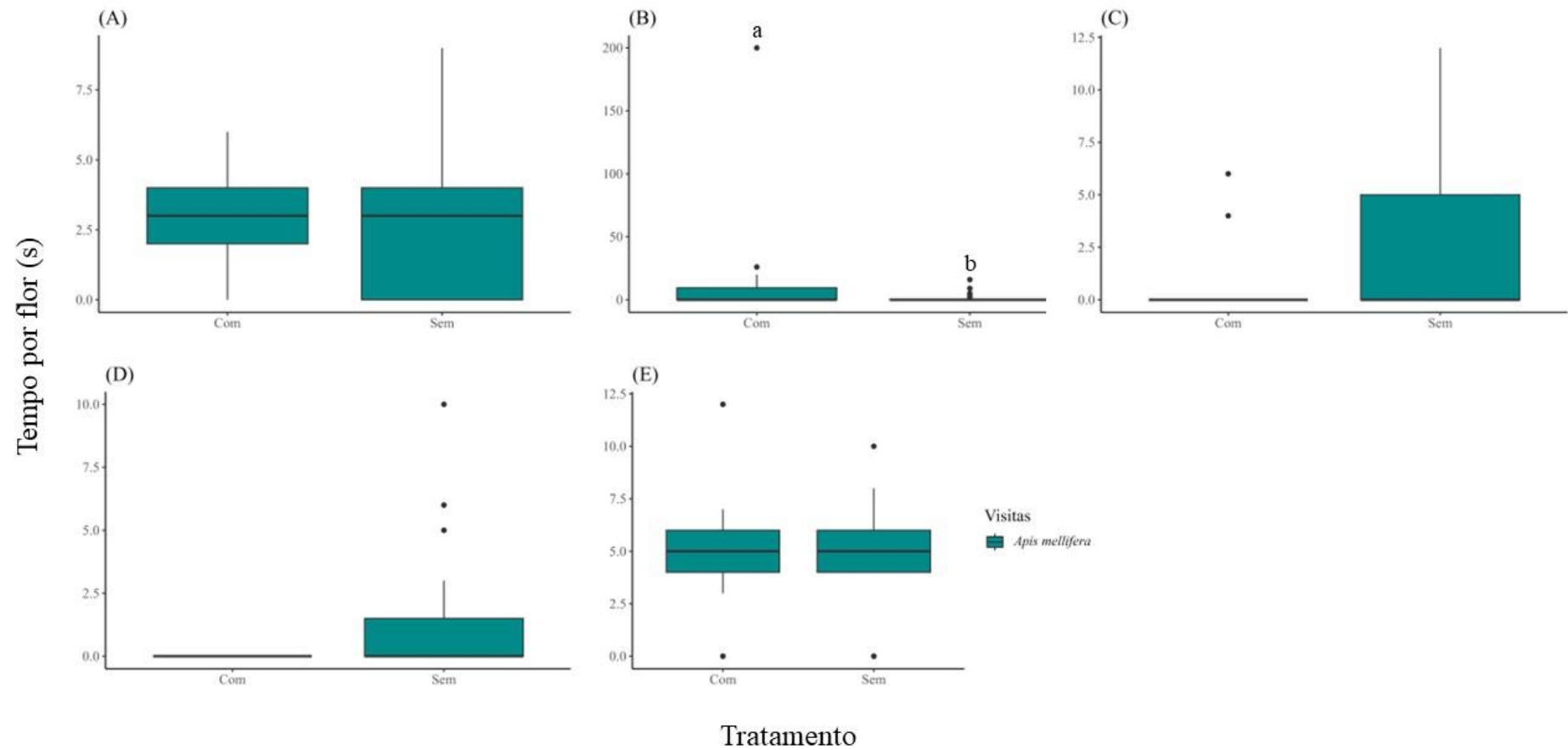


Figura 3 – Tempo médio de visita (s) por flor realizada por *Apis mellifera* em flores de Baraúna (*Schinopsis brasiliensis* - A), Catingueira (*Cenostigma pyramidale* - B), Faveleira (*Cnidocolus quercifolius* - C), Pinhão-bravo (*Jatropha mollissima* - D) e Quixabeira (*Sideroxylon obtusifolium* - E) entre ambientes com e sem o tratamento de colmeias de abelhas africanizadas nas Unidades de Conservação da Ararinha Azul, Curaçá, BA, Brasil. As letras minúsculas diferentes (a e b) dentro do gráfico indicam diferenças significativas ( $p < 0,05$ ).

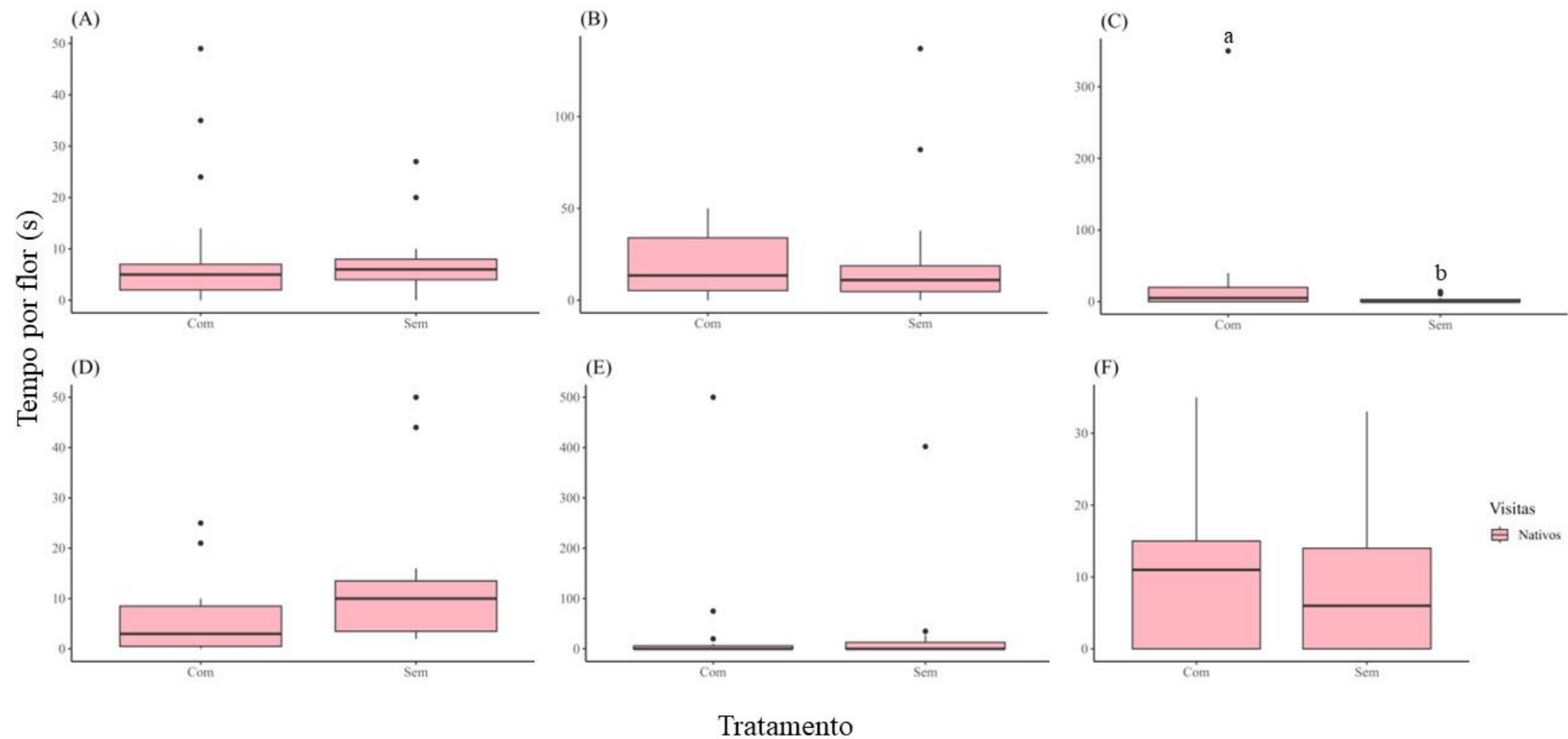


Figura 4 – Tempo médio de visita (s) por flor realizada pelos insetos visitantes florais nativos em flores de Baraúna (*Schinopsis brasiliensis* - A), Catingueira (*Cenostigma pyramidale* - B), Faveleira (*Cnidoscolus quercifolius* - C), Pau-de-colher (*Monteverdia rigida* - D), Pinhão-bravo (*Jatropha mollissima* - E) e Quixabeira (*Sideroxylon obtusifolium* - F) entre ambientes com e sem o tratamento de colmeias de abelhas africanizadas nas Unidades de Conservação da Ararinha Azul, Curaçá, BA, Brasil. As letras minúsculas diferentes (a e b) dentro do gráfico indicam diferenças significativas ( $p < 0,05$ ).

## Discussão

Nosso estudo revela que *Apis mellifera* tem um papel importante na polinização de plantas que são recurso alimentar para Ararinha-azul, e que de modo geral, o tratamento das colmeias apresentou baixo impacto no número de visitas e na probabilidade de polinização tanto de *A. mellifera* quanto de insetos visitantes florais nativos. Evidenciamos também que *A. mellifera* realiza aproximadamente metade das visitas florais registradas, das quais em mais de 90% destas ela tem contato com as estruturas reprodutivas das flores. Além disso, *A. mellifera* visita todas as espécies de plantas estudadas, exceto a Pau-de-colher (*Monteverdia rigida*). Outro resultado importante é que o tratamento não afetou o número de visitas de *A. mellifera* e dos insetos visitantes florais nativos, exceto para a Pau-de-colher em que afetou negativamente. O tratamento das colmeias também não influenciou a porcentagem de visitas efetivas de *A. mellifera* e dos insetos visitantes florais nativos, para nenhuma das espécies visitadas. Enquanto, o tratamento levou a um aumento no tempo médio de visita por *A. mellifera* em *C. pyramidale* e pelos insetos visitantes florais nativos em *C. quercifolius*. No geral, nossos resultados mostram que o controle realizado em oco de árvores para remover colmeias de *A. mellifera* não impactou o número de visitas e a probabilidade dessas visitas nas flores de cinco espécies importantes para alimentação da Ararinha-azul, exceto para uma única espécie que foi visitada principalmente por moscas nativas, na qual foi registrado um menor número de visitas nas áreas de remoção das colmeias. Com isso, ressaltamos que programas de controle de espécies invasoras em áreas protegidas considerem os potenciais efeitos secundários desse manejo sobre as interações ecológicas, e que estudos como o nosso encoraje outros estudos a buscar entender com mais detalhes essas estratégias de conservação para embasar políticas públicas mais assertivas.

Nossos resultados mostraram que *A. mellifera* visita quase todas as plantas estudadas, e que a remoção das colmeias de abelhas africanizadas não impactou o número de visitas realizadas por *A. mellifera* nas flores das cinco espécies do nosso estudo. Isso pode ser explicado pela abundância dessa espécie ter se mantido no ambiente (NASCIMENTO et al., 2024 – em preparo). *A. mellifera* possui um papel fundamental na polinização de plantas nativas (PAUDEL et al., 2015), podendo ser de 80 a 100% eficiente na polinização espécies do gênero *Jatropha*, devido às características florais simples das espécies, que facilitam o acesso aos órgãos sexuais da planta e ao ajustamento entre o

tamanho corporal da abelha e as dimensões das flores (NEVES; VIANA, 2011). Já foi visto também que, ao contatar as estruturas reprodutivas da flor durante o deslocamento de uma flor para outra, *A. mellifera* foi considerada como importante polinizador de *Ziziphus joazeiro* devido à sua alta frequência de visitas e ao alto percentual de deposição de pólen nos estigmas (NADIA; MACHADO; LOPES, 2007). Assim, como a abundância de *A. mellifera* não foi alterada no entorno, o número de visitas realizadas por ela também se manteve, o que demonstra que plantas polinizadas pelas abelhas africanizadas não devem estar sendo prejudicadas indiretamente pelo controle de colmeias dessa espécie.

Houve um baixo impacto da remoção das colmeias sobre as visitas realizadas pelos insetos visitantes florais nativos, que se manteve em todas as espécies, exceto no Pau-de-colher (*M. rigida*). A redução no número de indivíduos de insetos visitantes florais nativos pode explicar o número reduzido de visitas realizadas por eles no Pau-de-colher (NASCIMENTO et al 2024 – em preparo). Os principais visitantes florais nativos da baraúna (*Schinopsis brasiliensis*) e da catingueira (*Cenostigma pyramidale*) registrados foram abelhas dos gêneros *Centris* e *Xylocopa*, assim como abelhas-sem-ferrão, insetos responsáveis pela polinização dessas espécies (KIILL, 2010). Bem como a polinização da faveleira (*Cnidoscolus quercifolius*), espécie que foi principalmente visitada por borboletas, podendo estes serem polinizadores dessa espécie, como demonstrado anteriormente que uma espécie do mesmo gênero é polinizada por insetos como lepidópteros (MUNGUÍA-ROSAS; JÁCOME-FLORES, 2020). Além disso, o pinhão (*Jatropha mollissima*), também dependente de insetos nativos para polinização (NEVES; VIANA, 2011), foi principalmente visitado por moscas. Bem como a quixabeira (*Sideroxylon obtusifolium*), espécie dependente de insetos como himenópteros, dípteros e lepidópteros para polinização (KIILL, 2010), foi visitada principalmente por coleópteros e lepidópteros. Entretanto, *M. rigida* foi pouco visitada por abelha, sendo as moscas as responsáveis pela grande maioria das visitas, podendo as moscas serem o principal polinizador da espécie, como já constatado para outra espécie do mesmo gênero (PERLEBERG et al., 2022). Assim, baraúna, catingueira, faveleira, pinhão-bravo e quixabeira parecem não ter sua polinização prejudicada de forma indireta pelo controle das colmeias, pois registramos visitas de insetos considerados polinizadores dessas espécies. Enquanto o Pau-de-colher pode ter a sua polinização prejudicada, porque registramos menos visitantes nas flores em ambientes com tratamento das colmeias.

Nós encontramos que, de maneira geral, a probabilidade de polinização de *A. mellifera* e dos insetos visitantes florais nativos não foi impactada pelo tratamento das colmeias. Quanto ao comportamento dos visitantes nas flores, observamos que ao visitá-las, as abelhas, borboletas, vespas e os demais insetos tocaram as suas estruturas reprodutivas, sendo um indício de que não houve mudanças no comportamento deles nas flores. Quando expostos a inseticidas aplicados no campo, os insetos polinizadores têm uma menor percepção floral com uma visita floral significativamente reduzida (BOFF et al., 2021). No que se refere ao tempo médio gasto por flor, registramos que o tratamento das colmeias levou ao aumento no tempo médio de *A. mellifera* nas flores da Catingueira (*C. pyramidale*) e dos insetos visitantes florais nativos nas flores da Faveleira (*C. quercifolius*). Em estudos anteriores, abelhas solitárias (STANLEY et al., 2016; STULIGROSS et al., 2023) e abelhas melíferas (HESSELBACH et al., 2020; SCHNEIDER et al., 2012) realizaram viagens de forrageamento mais longas com número de visitas reduzido nas flores quando expostas a inseticidas. Além disso, a longa exposição de *Apis mellifera ligustica* ao dióxido de carbono é fatal para as abelhas operárias (RUEPPELL; HAYWORTH; ROSS, 2010), pois já foi confirmado que quase 90% das abelhas submetidas ao tratamento com dióxido de carbono por 30 minutos não puderam retornar às suas colmeias (OKUBO et al., 2020) porém, diferentemente dos agroquímicos, o dióxido de carbono não deixa resíduos no ambiente (EBADI; LORENZEN, 1980). O aumento no tempo de visita de *A. mellifera* na catingueira e dos nativos na faveleira encontrado aqui pode indicar respostas ao tratamento das colmeias, podendo acarretar redução da polinização nessas espécies. Por outro lado, o tratamento não comprometeu a probabilidade de polinização das demais espécies.

Vale destacar que apesar de *A. mellifera* e dos insetos visitantes florais nativos tocarem as estruturas reprodutivas das flores das espécies estudadas, não avaliamos a formação de sementes e frutos dessas plantas, para confirmação da probabilidade de polinização por meio de suas visitas. Assim, sugerimos que pesquisas futuras investiguem a probabilidade de polinização dessas espécies por meio de medições de sementes e frutos gerados a partir da visita efetivada pelos insetos nativos e exóticos nesses ambientes manejados.

## Conclusão

Em resumo, *Apis mellifera* tem um papel potencial na polinização de plantas que servem de alimento para a Ararinha-azul, sendo responsável pela metade das visitas realizadas. O tratamento das colmeias das abelhas africanizadas não alterou o número de visitas de *A. mellifera*, mas reduziu apenas a dos insetos visitantes florais nativos no Pau-de-colher. De maneira geral, a probabilidade de polinização de *A. mellifera* e dos insetos visitantes florais nativos não foi impactada. Portanto, consideramos que o programa de controle de colmeias das abelhas africanizadas parece não impactar a polinização de espécies nativas da Caatinga importantes para a Ararinha-azul.

## Referências bibliográficas

- AB'SÁBER, A. N. O domínio morfoclimático semi-árido das caatingas brasileiras (1974). **Instituto de Geografia, Universidade de São Paulo**, 1974.
- ALMEIDA, E. A. B. et al. The evolutionary history of bees in time and space. **Current Biology**, v. 33, n. 16, p. 3409–3422.e6, 21 ago. 2023.
- ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.
- ANNA-AGUAYO, A. I. S. et al. Behavioral repertoires and interactions between *Apis mellifera* (Hymenoptera: Apidae) and the native bee *Lithurgus littoralis* (Hymenoptera: Megachilidae) in flowers of *Opuntia huajuapensis* (Cactaceae) in the Tehuacán desert. **Florida Entomologist**, v. 100, n. 2, p. 396–402, 1 jun. 2017.
- BARROS, Y. DE M. et al. **PLANO DE AÇÃO NACIONAL PARA A CONSERVAÇÃO DA ARARINHA-AZUL *Cyanopsitta spixii***. Brasília: [s.n.]. Disponível em: <www.icmbio.gov.br>.
- BERNADOU, A. et al. Effect of fipronil on side-specific antennal tactile learning in the honeybee. **Journal of Insect Physiology**, v. 55, n. 12, p. 1099–1106, dez. 2009.
- BOFF, S. et al. Survival rate and changes in foraging performances of solitary bees exposed to a novel insecticide. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 211, 15 mar. 2021.
- BOLKER, B. Getting started with the glmmTMB package. **Cran. R-project vignette**, v. 9, 2019.
- EBADI, N. E. G. R.; LORENZEN, K. Effects of Carbon Dioxide and Low Temperature Narcosis on Honey Bees. **Environmental Entomology**, v. 9, p. 144–150, 1980.
- ELBGAMI, T. et al. The effect of proximity to a honeybee apiary on bumblebee colony fitness, development, and performance. **Apidologie**, v. 45, n. 4, p. 504–513, 2014.
- FENIBO, E. O. et al. The Potential and Green Chemistry Attributes of Biopesticides for Sustainable Agriculture. **Sustainability**, v. 14, n. 21, p. 14417, 3 nov. 2022.
- GARIBALDI, L. A. et al. Crop pollination management needs flower-visitor monitoring and target values. **Journal of Applied Ecology**, v. 57, n. 4, p. 664–670, 1 abr. 2020.
- GIANNINI, T. C. et al. The Dependence of Crops for Pollinators and the Economic Value of Pollination in Brazil. **Journal of Economic Entomology**, v. 108, n. 3, p. 849–857, 1 jun. 2015.
- GIANNINI, T. C. et al. Unveiling the contribution of bee pollinators to Brazilian crops with implications for bee management. **Apidologie**, v. 51, n. 3, p. 406–421, 1 jun. 2020.
- GOMIDES, S. C. et al. Assessing species reintroduction sites based on future climate suitability for food resources. **Conservation Biology**, v. 35, n. 6, p. 1821–1832, 1 dez. 2021.



GRAHAM, K. K. et al. *Anthidium manicatum*, an invasive bee, excludes a native bumble bee, *Bombus impatiens*, from floral resources. **Biological Invasions**, v. 21, n. 4, p. 1089–1099, 15 abr. 2019.

HARTIG, F. DHARMA: residual diagnostics for hierarchical (multi-level/mixed) regression models. **R Packag version 020**, 2018.

HENRY, M.; RODET, G. Controlling the impact of the managed honeybee on wild bees in protected areas. **Scientific Reports**, v. 8, n. 1, 1 dez. 2018.

HESSELBACH, H. et al. Chronic exposure to the pesticide flupyradifurone can lead to premature onset of foraging in honeybees *Apis mellifera*. **Journal of Applied Ecology**, v. 57, n. 3, p. 609–618, 1 mar. 2020.

HUDEWENZ, A.; KLEIN, A. M. Red mason bees cannot compete with honey bees for floral resources in a cage experiment. **Ecology and Evolution**, v. 5, n. 21, p. 5049–5056, 1 nov. 2015.

HUNG, K. L. J. et al. The worldwide importance of honey bees as pollinators in natural habitats. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 285, n. 1870, 10 jan. 2018.

IWASAKI, J. M.; HOGENDOORN, K. Mounting evidence that managed and introduced bees have negative impacts on wild bees: an updated review. **Current research in insect science**, v. 2, p. 100043, 2022.

JAFFÉ, R. et al. Landscape genomics to the rescue of a tropical bee threatened by habitat loss and climate change. **Evolutionary Applications**, v. 12, n. 6, p. 1164–1177, 1 jun. 2019.

JEAVONS, E.; VAN BAAREN, J.; LE LANN, C. Resource partitioning among a pollinator guild: A case study of monospecific flower crops under high honeybee pressure. **Acta Oecologica**, v. 104, 1 abr. 2020.

JUNIPER, A. T.; YAMASHITA, C. The habitat and status of Spix's Macaw: *Cyanopsitta spixii*. **Bird Conservation International**, v. 1, n. 1, p. 1–9, 1991.

KIILL, L. H. P. Plantas da caatinga ameaçadas de extinção e sua associação com polinizadores. 2010.

KIILL, L. H. P.; MARTINS, C. T. DE V. D.; SILVA, P. P. DA. Biologia reprodutiva de duas espécies de Anacardiaceae da Caatinga ameaçadas de extinção. p. 305–332, 2010.

LANES, É. C. et al. Landscape genomic conservation assessment of a narrow-endemic and a widespread morning glory from amazonian savannas. **Frontiers in Plant Science**, v. 9, 7 maio 2018.

LEITE, A. V. DE L.; MACHADO, I. C. Reproductive biology of woody species in Caatinga, a dry forest of northeastern Brazil. **Journal of Arid Environments**, v. 74, n. 11, p. 1374–1380, 2010.

LOPEZ-SUAREZ, L. et al. The SH-SY5Y human neuroblastoma cell line, a relevant in vitro cell model for investigating neurotoxicology in human: Focus on organic pollutants. **Neurotoxicology**, v. 92, p. 131-155, 2022.

MACHADO, I. C.; LOPES, A. V. Floral traits and pollination systems in the Caatinga, a Brazilian tropical dry forest. **Annals of Botany**, v. 94, n. 3, p. 365–376, 2004.

MACHADO, I. C.; LOPES, A. V.; SAZIMA, M. Contrasting bee pollination in two co-occurring distylic species of *Cordia* (Cordiaceae, Boraginales) in the Brazilian semi-arid Caatinga: generalist in *C. globosa* vs. specialist in *C. leucocephala*. v. 82, n. 4, p. 881–891, 2010.

MAGRACH, A. et al. Honeybee spillover reshuffles pollinator diets and affects plant reproductive success. **Nature Ecology and Evolution**, v. 1, n. 9, p. 1299–1307, 1 set. 2017.

MAIA-SILVA, C. et al. Guia de plantas: visitadas por abelhas na Caatinga. 2012.

MANSON, S. et al. Flower Visitation Time and Number of Visitor Species Are Reduced by the Use of Agrochemicals in Coffee Home Gardens. **Agronomy**, v. 12, n. 2, 1 fev. 2022.

MORITZ, R. F. A.; HÄRTEL, S.; NEUMANN, P. Global invasions of the western honeybee (*Apis mellifera*) and the consequences for biodiversity. **Ecoscience**, v. 12, n. 3, p. 289-301, 2005.

MORO, M. F. **SÍNTESE FLORÍSTICA E BIOGEOGRÁFICA DO DOMÍNIO FITOGEOGRÁFICO DA CAATINGA**. Campinas - SP: Universidade Estadual de Campinas, 2013.

MORO, M. F. et al. A Phytogeographical Metaanalysis of the Semiarid Caatinga Domain in Brazil. **Botanical Review**, v. 82, n. 2, p. 91–148, 1 jun. 2016.

MUNGUÍA-ROSAS, M. A.; JÁCOME-FLORES, M. E. Reproductive isolation between wild and domesticated chaya (*Cnidoscolus aconitifolius*) in sympatry. **Plant Biology**, v. 22, n. 5, p. 932–938, 1 set. 2020.

NADIA, T. L.; MACHADO, I. C.; LOPES, A. V. Reproductive phenology and pollination system of *Ziziphus joazeiro* Mart. (Rhamnaceae): The role of *Apis mellifera* and autochthonous floral visitors as pollinators. **Acta Botanica Brasilica**, v. 21, n. 4, p. 835–845, 2007.

NEVES, E. L.; VIANA, B. F. Pollination efficiency of *Apis mellifera* Linnaeus, 1758 (Hymenoptera, Apidae) on the monoecious plants *Jatropha mollissima* (Pohl) Baill. and *Jatropha mutabilis* (Pohl) Baill. (Euphorbiaceae) in a semi-arid Caatinga area, northeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 71, p. 107-113, 2011.

OKUBO, S. et al. Effect of cold narcosis on foraging behavior of European honey bees (*Apis mellifera ligustica*) tracked using a radio-frequency identification (RFID) system. **Journal of Apicultural Research**, v. 59, n. 5, p. 1027–1032, 19 out. 2020.

OLIVEIRA, É. C. S. et al. Phenological study of populations of *Cnidoscolus quercifolius* in the Western Seridó, Paraíba state, Brazil. **Rodriguésia**, v. 70, 2019.

- OLLERTON, J.; WINFREE, R.; TARRANT, S. How many flowering plants are pollinated by animals? **Oikos**, v. 120, n. 3, p. 321–326, mar. 2011.
- PACÍFICO, E. C. et al. Experimental removal of invasive Africanized honey bees increased breeding population size of the endangered Lear's macaw. **Pest Management Science**, v. 76, n. 12, p. 4141–4149, 1 dez. 2020.
- PAUDEL, Y. P. et al. Honey Bees (*Apis mellifera* L.) and Pollination Issues: Current status, impacts and potential drivers of decline. **Journal of Agricultural Science**, v. 7, n. 6, 15 maio 2015.
- PERLEBERG, T. D. et al. Pollinators and seed dispersers of espinheira-santa (*Monteverdia ilicifolia* - Celastraceae), a Brazilian medicinal plant. **Ciência e Natura**, v. 43, p. e52, 4 jan. 2022.
- PURCHASE, C. et al. Reintroduction of the Extinct-in-the-Wild Spix's Macaw (*Cyanopsitta spixii*) in the Caatinga Forest Domain of Brazil. **Diversity**, v. 16, n. 2, p. 80, 26 jan. 2024.
- REQUIER, F. et al. The conservation of native honey bees is crucial. **Trends in ecology & evolution**, v. 34, n. 9, p. 789–798, 2019.
- ROAT, T. C. et al. Modification of the brain proteome of Africanized honeybees (*Apis mellifera*) exposed to a sub-lethal doses of the insecticide fipronil. **Ecotoxicology**, v. 23, n. 9, p. 1659–1670, 8 out. 2014.
- RUEPPELL, O.; HAYWORTH, M. K.; ROSS, N. P. Altruistic self-removal of health-compromised honey bee workers from their hive. **Journal of Evolutionary Biology**, v. 23, n. 7, p. 1538–1546, jul. 2010.
- RUSSO, L. et al. The managed-to-invasive species continuum in social and solitary bees and impacts on native bee conservation. **Current Opinion in Insect Science**, v. 46, p. 43–49, 2021.
- SANTOS, G. M. DE M. et al. Invasive Africanized honeybees change the structure of native pollination networks in Brazil. **Biological Invasions**, v. 14, n. 11, p. 2369–2378, 1 nov. 2012.
- SANTOS, R. G. et al. Sombreamento de colmeias de abelhas africanizadas no Semiárido Brasileiro. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 12, n. 5, p. 828, 12 mar. 2018.
- SAUNDERS, M. E. Insect pollinators collect pollen from wind-pollinated plants: implications for pollination ecology and sustainable agriculture. **Insect conservation and diversity**, v. 11, n. 1, p. 13–31, 2018.
- SCHNEIDER, C. W. et al. RFID tracking of sublethal effects of two neonicotinoid insecticides on the foraging behavior of *Apis mellifera*. **PLoS ONE**, v. 7, n. 1, 11 jan. 2012.
- SCHWEIGER, O. et al. Multiple stressors on biotic interactions: how climate change and alien species interact to affect pollination. **Biological Reviews**, v. 85, n. 4, p. 777–795, 2010.

SCORZA-JÚNIOR, R. P.; RIGITANO, RL de O. Dissipação dos inseticidas bifentrina, permetrina e metamidofós em folhas de soja (*Glycine max* L.) em ambiente controlado. 2007.

SOARES, S. M. et al. Dioecy in the Caatinga, a Brazilian tropical dry forest: Typical reproductive traits of a low frequent sexual system. **Plant Systematics and Evolution**, v. 300, n. 6, p. 1299–1311, 2014.

SOUZA-CAVALCANTI, L. C. et al. Can landscape units map help the conservation of Spix's Macaw (*Cyanopsitta spixii*)? **RA'E GA - O Espaço Geográfico em Análise**, v. 49, p. 181–198, 2020.

STANLEY, D. A. et al. Investigating the impacts of field-realistic exposure to a neonicotinoid pesticide on bumblebee foraging, homing ability and colony growth. **Journal of Applied Ecology**, v. 53, n. 5, p. 1440–1449, 1 out. 2016.

STULIGROSS, C. et al. Sublethal behavioral impacts of resource limitation and insecticide exposure reinforce negative fitness outcomes for a solitary bee. **Science of the Total Environment**, v. 867, 1 abr. 2023.

VANBERGEN, A. J.; INITIATIVE, the Insect Pollinators. Threats to an ecosystem service: pressures on pollinators. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 11, n. 5, p. 251-259, 2013.

VELLOSO, A. L. et al. Ecorregiões da Caatinga. **Velloso, AL; Sampaio, EVSB & Pareyn, FGC Ecorregiões: propostas para o bioma Caatinga. APNE/TNC do Brasil, Recife**, p. 7-34, 2002.

WAGNER, D. L. Insect declines in the Anthropocene. **Annual review of entomology**, v. 65, p. 457-480, 2020.

WILLIAMS, P. H.; OSBORNE, J. L. Bumblebee vulnerability and conservation world-wide. **Apidologie**, v. 40, n. 3, p. 367–387, maio 2009.

WOJCIK, V. A. et al. Floral Resource Competition between Honey Bees and Wild Bees: Is There Clear Evidence and Can We Guide Management and Conservation? **Environmental Entomology**, v. 47, n. 4, p. 822–833, 11 ago. 2018.

ZATTARA, E. E.; AIZEN, M. A. Worldwide occurrence records suggest a global decline in bee species richness. **One Earth**, v. 4, n. 1, p. 114–123, 22 jan. 2021.

## MATERIAL SUPLEMENTAR

TABELA S1 – Representação dos melhores modelos (GLMMs) selecionados que explicam o efeito fixo do tratamento (com e sem) com as variáveis aleatórias de área, ano, precipitação, tipo de produto aplicado e tempo de aplicação sobre o número de visitas de *Apis mellifera* e dos insetos visitantes florais nativos nas espécies vegetais Baraúna (*Schinopsis brasiliensis*), Catingueira (*Cenostigma pyramidale*), Faveleira (*Cnidocolus quercifolius*), Pau-de-colher (*Monteverdia rigida*), Pinhão-bravo (*Jatropha mollissima*) e Quixabeira (*Sideroxylon obtusifolium*).

		Modelos	K	ΔAICc	AICcWt
Número de visitas da <i>Apis mellifera</i>	<i>S. brasiliensis</i>	(VisitasApis ~ Tratamento + (1   Area)	4	0	0,99
	<i>C. pyramidale</i>	VisitasApis ~ Tratamento + (1   Area)	4	0	0,5
	<i>C. quercifolius</i>	VisitasApis ~ Tratamento + (1   Area)	3	0	0,96
		VisitasApis ~ Tratamento + (1   DiasAplic)	4	0,00	0,20
		(VisitasApis ~ Tratamento + (1   Ano)	4	0,00	0,20
	<i>J. mollissima</i>	(VisitasApis ~ Tratamento + (1   Aplicacao)	4	0,00	0,20
		(VisitasApis ~ Tratamento + (1   Area)	4	0,00	0,20
		(VisitasApis ~ Tratamento + (1   Precipitacao)	4	0,00	0,20
	<i>S. obtusifolium</i>	(VisitasApis ~ 1	2	0	1
	<i>S. brasiliensis</i>	(VisitasNativos ~ Tratamento + (1   DiasAplic)	4	0,00	0,75
Número de visitas dos insetos visitantes florais nativos		(VisitasNativos ~ Tratamento + (1   Precipitacao)	4	0,00	0,26
	<i>C. pyramidale</i>	(VisitasNativos ~ Tratamento + (1   Aplicacao)	4	0,12	0,25
		(VisitasNativos ~ Tratamento + (1   Area)	4	0,12	0,25
		(VisitasNativos ~ Tratamento + (1   DiasAplic)	4	0,12	0,25
		(VisitasNativos ~ Tratamento + (1   Area)	3	0,00	0,21
	<i>C. quercifolius</i>	(VisitasNativos ~ Tratamento + (1   Aplicacao)	3	0,02	0,20
		(VisitasNativos ~ Tratamento + (1   Precipitacao)	3	0,10	0,20
		(VisitasNativos ~ Tratamento + (1   DiasAplic)	3	0,10	0,20

	(VisitasNativos ~ Tratamento + (1   Ano)	3	0,10	0,20
<i>M. rigida</i>	(VisitasNativos ~ Tratamento + (1   Area)	3	0,00	0,69
<i>J. mollissima</i>	(VisitasNativos ~ Tratamento + (1   Area)	3	0,00	0,99
<i>S. obtusifolium</i>	(VisitasNativos ~ 1	2	0,00	1,00

TABELA S2 – Representação dos melhores modelos (GLMMs) selecionados que explicam o efeito fixo do tratamento (com e sem) com as variáveis aleatórias de área, ano, precipitação, tipo de produto aplicado e tempo de aplicação sobre a porcentagem de visitas efetivas de *Apis mellifera* e dos insetos visitantes florais nativos nas espécies vegetais Baraúna (*Schinopsis brasiliensis*), Catingueira (*Cenostigma pyramidale*), Faveleira (*Cnidoscolus quercifolius*), Pau-de-colher (*Monteverdia rigida*), Pinhão-bravo (*Jatropha mollissima*) e Quixabeira (*Sideroxylon obtusifolium*).

	Modelos	K	ΔAICc	AICcWt
Visitas efetivas (%) da <i>Apis mellifera</i>	<i>S. brasiliensis</i> (EfetivoApis ~ 1)	2,00	0,00	0,92
	(EfetivoApisPorcentagem ~ Tratamento + (1   Aplicacao)	4,00	0,00	0,28
	<i>C. pyramidale</i> (EfetivoApisPorcentagem ~ Tratamento + (1   DiasAplic)	4,00	0,00	0,28
	(EfetivoApisPorcentagem ~ Tratamento + (1   Area)	4,00	0,00	0,28
	(EfetivoApis ~ Tratamento + (1   DiasAplic)	4,00	0,00	0,27
	<i>C. quercifolius</i> (EfetivoApis ~ Tratamento + (1   Precipitacao)	4,00	0,03	0,26
	(EfetivoApis ~ Tratamento + (1   Aplicacao)	4,00	0,03	0,26
	(EfetivoApis ~ Tratamento + (1   Area)	4,00	0,46	0,21
	(EfetivoApis ~ Tratamento + (1   Ano)	4,00	0,00	0,20
	(EfetivoApis ~ Tratamento + (1   Area)	4,00	0,00	0,20
	<i>J. mollissima</i> (EfetivoApis ~ Tratamento + (1   DiasAplic)	4,00	0,00	0,20
	(EfetivoApis ~ Tratamento + (1   Aplicacao)	4,00	0,00	0,20
	(EfetivoApis ~ Tratamento + (1   Precipitacao)	4,00	0,00	0,20

<b>Visitas efetivas (%) dos insetos visitantes florais nativos</b>	<i>S. obtusifolium</i>	(EfetivoApis ~ 1)	2,00	0,00	1,00
	<i>S. brasiliensis</i>	(EfetivoNativos ~ 1)	2,00	0,00	1,00
	<i>C. pyramidale</i>	(EfetivoNativosPorcentagem ~ 1)	2,00	0,00	0,94
	<i>C. quercifolius</i>	(EfetivoNativos ~ Tratamento + (1   Precipitacao)	4,00	0,00	0,25
		(EfetivoNativos ~ Tratamento + (1   Area)	4,00	0,00	0,25
		(EfetivoNativos ~ Tratamento + (1   Aplicacao)	4,00	0,00	0,25
		(EfetivoNativos ~ Tratamento + (1   DiasAplic)	4,00	0,00	0,25
	<i>M. rigida</i>	(EfetivoNativos ~ 1)	2,00	0,00	1,00
	<i>J. mollissima</i>	(EfetivoNativos ~ Tratamento + (1   Aplicacao)	4,00	0,00	0,20
		(EfetivoNativos ~ Tratamento + (1   Precipitacao)	4,00	0,00	0,20
		(EfetivoNativos ~ Tratamento + (1   Ano)	4,00	0,00	0,20
		(EfetivoNativos ~ Tratamento + (1   Area)	4,00	0,00	0,20
	<i>Sideroxylon obtusifolium</i>	(EfetivoNativos ~ Tratamento + (1   DiasAplic)	4,00	0,00	0,20
		(EfetivoNativos ~ Tratamento + (1   Aplicacao)	4,00	0,00	0,25
		(EfetivoNativos ~ Tratamento + (1   Area)	4,00	0,00	0,25
		(EfetivoNativos ~ Tratamento + (1   Ano)	4,00	0,00	0,25
		(EfetivoNativos ~ Tratamento + (1   DiasAplic)	4,00	0,00	0,25

TABELA S3 – Representação dos melhores modelos (GLMMs) selecionados que explicam o efeito fixo do tratamento (com e sem) com as variáveis aleatórias de área, ano, precipitação, tipo de produto aplicado e tempo de aplicação sobre o tempo médio (s) de visita por flor gasto por *Apis mellifera* e pelos insetos visitantes florais nativos nas espécies vegetais Baraúna (*Schinopsis brasiliensis*), Catingueira (*Cenostigma pyramidale*), Faveleira (*Cnidoscolus quercifolius*), Pau-de-colher (*Monteverdia rigida*), Pinhão-bravo (*Jatropha mollissima*) e Quixabeira (*Sideroxylon obtusifolium*).

		Modelos	K	ΔAICc	AICcWt
Tempo (s) por flor da <i>Apis mellifera</i>	<i>S. brasiliensis</i>	(TempoPorFlorApis ~ 1)	2	0,00	0,46
		(TempoPorFlorApis ~ Tratamento + (1   Aplicacao)	4,00	0,00	0,25
	<i>C. pyramidale</i>	(TempoPorFlorApis ~ Tratamento + (1   DiasAplic)	4,00	0,00	0,25
		(TempoPorFlorApis ~ Tratamento + (1   Area)	4,00	0,00	0,25
		(TempoPorFlorApis ~ Tratamento + (1   Precipitacao)	4,00	0,00	0,25
	<i>C. quercifolius</i>	(TempoPorFlorApis ~ Tratamento + (1   Area)	4,00	0,00	0,63
		(TempoPorFlorApis ~ Tratamento + (1   DiasAplic)	4,00	0,00	0,20
		(TempoPorFlorApis ~ Tratamento + (1   Aplicacao)	4,00	0,00	0,20
	<i>J. mollissima</i>	(TempoPorFlorApis ~ Tratamento + (1   Ano)	4,00	0,00	0,20
		(TempoPorFlorApis ~ Tratamento + (1   Precipitacao)	4,00	0,00	0,20
		(TempoPorFlorApis ~ Tratamento + (1   Area)	4,00	0,00	0,20
	<i>S. obtusifolium</i>	(TempoPorFlorApis ~ 1)	2,00	0,00	0,99
Tempo (s) por flor dos insetos visitantes florais nativos	<i>S. brasiliensis</i>	(TempoPorFlorNativos ~ Tratamento + (1   DiasAplic)	4,00	0,00	0,72
		(TempoPorFlorNativos ~ Tratamento + (1   Area)	4,00	0,00	0,25
	<i>C. pyramidale</i>	(TempoPorFlorNativos ~ Tratamento + (1   Precipitacao)	4,00	0,00	0,25
		(TempoPorFlorNativos ~ Tratamento + (1   DiasAplic)	4,00	0,00	0,25
		(TempoPorFlorNativos ~ Tratamento + (1   Aplicacao)	4,00	0,00	0,25
	<i>C. quercifolius</i>	(TempoPorFlorNativos ~ Tratamento + (1   Area)	4,00	0,00	0,28
		(TempoPorFlorNativos ~ Tratamento + (1   Aplicacao)	4,00	0,33	0,24
		(TempoPorFlorNativos ~ Tratamento + (1   DiasAplic)	4,00	0,33	0,24



	(TempoPorFlorNativos ~ Tratamento + (1   Precipitacao)	4,00	0,33	0,24
<i>M. rigida</i>	(TempoPorFlorNativos ~ Tratamento + (1   Aplicacao)	4,00	0,00	0,56
	(TempoPorFlorNativos ~ Tratamento + (1   DiasAplic)	4,00	0,99	0,34
<i>J. mollissima</i>	(TempoPorFlorNativos ~ Tratamento + (1   Area)	4,00	0,00	0,37
	(TempoPorFlorNativos ~ Tratamento + (1   Ano)	4,00	0,00	0,25
<i>Sideroxylon obstusifolium</i>	(TempoPorFlorNativos ~ Tratamento + (1   Area)	4,00	0,00	0,25
	(TempoPorFlorNativos ~ Tratamento + (1   DiasAplic)	4,00	0,00	0,25
	(TempoPorFlorNativos ~ Tratamento + (1   Aplicacao)	4,00	0,00	0,25

TABELA S4 – Resultados do GLMM do(s) melhor(es) modelo(s) do efeito do tratamento sobre número de visitas de *Apis mellifera* e dos insetos visitantes florais nativos nas espécies vegetais Baraúna (*Schinopsis brasiliensis*), Catingueira (*Cenostigma pyramidale*), Faveleira (*Cnidocolus quercifolius*), Pau-de-colher (*Monteverdia rigida*), Pinhão-bravo (*Jatropha mollissima*) e Quixabeira (*Sideroxylon obstusifolium*).

	Espécie vegetal	Modelo	Tratamento	Estimate	Std. Error	Z value	P value	R <sup>2</sup>
<b>Número de visitas da <i>Apis mellifera</i></b>		(VisitasApis ~ Tratamento + (1   Area)	(Intercept)	1,5	0,5	3,1	0,00164 **	-
			TratamentoSem	-0,6	0,5	-1,2	0,2	0,7
<b>Número de visitas dos insetos visitantes florais nativos</b>	<i>S. brasiliensis</i>	(VisitasNativos ~ Tratamento + (1   DiasAplic)	(Intercept)	1,3	0,4	3,0	0,00247 **	-
			TratamentoSem	0,8	1,0	0,8	0,4	0,6
<b>Número de visitas da <i>Apis mellifera</i></b>	<i>C. pyramidale</i>	(VisitasApis ~ Tratamento + (1   Area)	(Intercept)	-0,7455	0,742	-1,005	0,315	-
			TratamentoSem	-0,472	0,9057	-0,521	0,602	0,38
<b>Número de visitas dos</b>		(VisitasNativos ~ Tratamento + (1   DiasAplic)	(Intercept)	1,0799	0,2129	5,071	3,95e-07 ***	-

insetos visitantes florais nativos			TratamentoSem	0,4334	0,2727	1,589	0,112	0,06	
		(VisitasNativos ~ Tratamento + (1   Aplicacao)	(Intercept)	1,0799	0,2129	5,071	3,95e-07 ***	-	
			TratamentoSem	0,4334	0,2727	1,589	0,112	0,06	
		(VisitasNativos ~ Tratamento + (1   Area)	(Intercept)	1,0799	0,2129	5,071	3,95e-07 ***	-	
			TratamentoSem	0,4334	0,2727	1,589	0,112	0,06	
		(VisitasNativos ~ Tratamento + (1   DiasAplic)	(Intercept)	1,0799	0,2129	5,071	3,95e-07 ***	-	
			TratamentoSem	0,4334	0,2727	1,589	0,112	0,06	
Número de visitas da <i>Apis mellifera</i>			(Intercept)	-2,422	1,112	-2,178	0,0294 *	-	
		(VisitasApis ~ Tratamento + (1   Area)							
			TratamentoSem	1,852	1,148	1,613	0,1067	0,68	
Número de visitas dos insetos visitantes florais nativos	<i>C, quercifolius</i>		(Intercept)	-0,2367	0,3183	-0,744	0,457	-	
			TratamentoSem	-0,7016	0,5042	-1,392	0,164	0,1	
			(VisitasNativos ~ Tratamento + (1   Aplicacao )	(Intercept)	-0,1753	0,3246	-0,54	0,589	-
			TratamentoSem	-0,7328	0,5643	-1,299	0,194	0,12	
			(VisitasNativos ~ Tratamento + (1   Precipitacao )	(Intercept)	-0,2076	0,2774	-0,749	0,454	-
			TratamentoSem	-0,6797	0,4688	-1,45	0,147	0,06	
			(VisitasNativos ~ Tratamento + (1   DiasAplic )	(Intercept)	-0,2076	0,2774	-0,749	0,454	-
			TratamentoSem	-0,6797	0,4688	-1,45	0,147	0,07	
			(VisitasNativos ~ Tratamento + (1   Ano)	(Intercept)	-0,2076	0,2774	-0,749	0,454	-
				TratamentoSem	-0,6797	0,4688	-1,45	0,147	0,06
Número de visitas dos insetos	<i>M, rigida</i>		(Intercept)	0,9121	0,253	3,605	0,000312 ***	-	
			TratamentoSem	0,5892	0,2536	2,323	0,020177 *	0,379	

visitantes florais nativos									
Número de visitas da <i>Apis mellifera</i>	<i>J. mollissima</i>	VisitadasApis ~ Tratamento + (1   DiasAplic)	(Intercept)	-23,38	20761,28	-0,001	0,999	-	
			TratamentoSem	22,92	20761,28	0,001	0,999	0,96	
		(VisitadasApis ~ Tratamento + (1   Ano)	(Intercept)	-23,38	20761,28	-0,001	0,999	-	
			TratamentoSem	22,83	19871,68	0,001	0,999	0,94	
		(VisitadasApis ~ Tratamento + (1   Aplicacao)	(Intercept)	-26,21	85467,99	0	1	-	
			TratamentoSem	25,74	85467,99	0	1	0,97	
		(VisitadasApis ~ Tratamento + (1   Area)	(Intercept)	-23,18	18810,89	-0,001	0,999	-	
			TratamentoSem	22,72	18810,89	0,001	0,999	0,94	
		(VisitadasApis ~ Tratamento + (1   Precipitacao)	(Intercept)	-22,86	16029,03	-0,001	0,999	-	
			TratamentoSem	22,4	16029,03	0,001	0,999	0,94	
		Número de visitas dos insetos visitantes florais nativos	(VisitadasNativos ~ Tratamento + (1   Area)	(Intercept)	-0,5475	0,4897	-1,118	0,264	-
				TratamentoSem	-0,7467	0,6761	-1,104	0,269	0,52
Número de visitas da <i>Apis mellifera</i>	<i>S. obtusifolium</i>	(VisitadasApis ~ 1)	(Intercept)	6,9334	0,8173	8,483	<2e-16 ***	-	

Número de visitas dos insetos visitantes florais nativos	(VisitasNativos ~ 1)	(Intercept)	3,4222	0,5457	6,271	3,58e-10 ***	-
--	----------------------	-------------	--------	--------	-------	--------------	---

TABELA S5 – Resultados do GLMM do(s) melhor(es) modelo(s) do efeito do tratamento sobre a porcentagem de visitas efetivas de *Apis mellifera* e dos insetos visitantes florais nativos nas espécies vegetais Baraúna (*Schinopsis brasiliensis*), Catingueira (*Cenostigma pyramidale*), Faveleira (*Cnidoscolus quercifolius*), Pau-de-colher (*Monteverdia rigida*), Pinhão-bravo (*Jatropha mollissima*) e Quixabeira (*Sideroxylon obtusifolium*),

Espécie vegetal	Modelo	Tratamento	Estimate	Std, Error	Z value	P value	R <sup>2</sup>
Visitas efetivas (%) da <i>Apis mellifera</i>	(EfetivoApis ~ 1)	(Intercept)	76,190,00	6,572,00	11,59	<2e-16 ***	-
<i>S. brasiliensis</i>							
Visitas efetivas (%) dos insetos nativos	(EfetivoNativos ~ 1)	(Intercept)	88,095,00	4,997,00	17,63	<2e-16 ***	-
<i>C. pyramidale</i>	(EfetivoApisPorcentagem ~ Tratamento + (1   Aplicacao )	(Intercept)	2,92	1,14	2,551,00	0,0107 *	-

<b>Visitas efetivas (%) da <i>Apis mellifera</i></b>	(EfetivoApisPorcentagem ~ Tratamento + (1   DiasAplic )	TratamentoSem	0,01	1,51	0,01	0,9929	0
		(Intercept)	2,92	1,14	2,551,00	0,0107 *	-
		TratamentoSem	0,01	1,51	0,01	0,9929	0
		(Intercept)	2,92	1,14	2,551,00	0,0107 *	-
		TratamentoSem	0,01	1,51	0,01	0,9929	0
		(Intercept)	2,92	1,14	2,551,00	0,0107 *	-
<b>Visitas efetivas (%) dos insetos nativos</b>	(EfetivoNativosPorcentagem ~ 1)	(Intercept)	65,786,00	5,965,00	11,03	<2e-16 ***	0,48
		(Intercept)	-0,36	3,03	-0,12	0,905	-
<b>Visitas efetivas (%) da <i>Apis mellifera</i></b> <i>C. quercifolius</i>	(EfetivoApis ~ Tratamento + (1   DiasAplic )	TratamentoSem	4,32	4,022,00	1,075,00	0,283	0,48
		(Intercept)	2,526,00	1,023,00	2,468,00	0,0136 *	-
	(EfetivoApis ~ Tratamento + (1   Precipitacao )	TratamentoSem	1,106,00	1,424,00	0,78	0,4376	0,02
		(Intercept)	2,526,00	1,023,00	2,468,00	0,0136 *	-
	(EfetivoApis ~ Tratamento + (1   Aplicacao )	TratamentoSem	1,106,00	1,424,00	0,78	0,4376	0,02
		(Intercept)	3,60	1,00	3,609,00	0,000307 ***	-
	(EfetivoNativos ~ Tratamento + (1   Precipitacao )	(Intercept)	3,60	1,00	3,609,00	0,000307 ***	-
		(Intercept)	3,60	1,00	3,609,00	0,000307 ***	-

<b>Visitas efetivas (%) dos insetos nativos</b>			TratamentoSem	-1,42	1,39	-1,02	0,307579	0,03
		(EfetivoNativos ~ Tratamento + (1   Area )	(Intercept)	3,60	1,00	3,61	0,000307 ***	-
			TratamentoSem	-1,42	1,39	-1,02	0,307579	0,03
		(EfetivoNativos ~ Tratamento + (1   Aplicacao )	(Intercept)	3,60	1,00	3,61	0,000307 ***	-
			TratamentoSem	-1,42	1,39	-1,02	0,307579	0,03
		(EfetivoNativos ~ Tratamento + (1   DiasAplic )	(Intercept)	3,60	1,00	3,61	0,000307 ***	-
			TratamentoSem	-1,42	1,39	-1,02	0,307579	0,03
<b>Visitas efetivas (%) dos insetos nativos</b>	<b><i>M. rigida</i></b>	(EfetivoNativos ~ 1)	(Intercept)	74,48	7,17	10,39	<2e-16 ***	-
<b>Visitas efetivas (%) da <i>Apis mellifera</i></b>	<b><i>J. mollissima</i></b>		(Intercept)	-22,82	15,723,44	0,00	0,999	-
		(EfetivoApis ~ Tratamento + (1   Ano )	TratamentoSem	26,08	15,723,44	0,00	0,999	0,90
			(Intercept)	-33,33	2,838,402,52	0,00	1	-
		(EfetivoApis ~ Tratamento + (1   Area )	TratamentoSem	36,58	2,838,402,52	0,00	1	0,94
			(Intercept)	-31,21	1,073,776,19	0,00	1	-
		(EfetivoApis ~ Tratamento + (1   DiasAplic )						

Visitas efetivas (%) dos insetos nativos	J. mollissima		TratamentoSem	34,46	1,073,776,19	0,00	1	0,94		
		(EfetivoApis ~ Tratamento + (1   Aplicacao )	(Intercept)	-22,57	13,825,45	0,00	0,999	-		
			TratamentoSem	25,82	13,825,45	0,00	0,999	0,89		
		(EfetivoApis ~ Tratamento + (1   Precipitacao )	(Intercept)	-36,64	11,180,000,00	0,00	1	-		
			TratamentoSem	39,89	11,180,000,00	0,00	1	0,95		
		(EfetivoNativos ~ Tratamento + (1   Aplicacao )	(Intercept)	3,19	0,63	5,07	4e-07 ***	-		
			TratamentoSem	0,58	0,94	0,62	0,537	0,006		
		(EfetivoNativos ~ Tratamento + (1   Precipitacao )	(Intercept)	3,19	0,63	5,07	4e-07 ***	-		
			TratamentoSem	0,58	0,94	0,62	0,537	0,006		
		(EfetivoNativos ~ Tratamento + (1   Area )	(Intercept)	3,19	0,63	5,07	4e-07 ***	-		
			TratamentoSem	0,58	0,94	0,62	0,537	0,006		
		(EfetivoNativos ~ Tratamento + (1   DiasAplic )	(Intercept)	3,19	0,63	5,07	4e-07 ***	-		
			TratamentoSem	0,58	0,94	0,62	0,537	0,006		
		Visitas efetivas (%) da Apis mellifera	S. obtusifolium	(EfetivoApis ~ 1)	(Intercept)	84,44	5,40	15,63	<2e-16 ***	-
					(Intercept)	4,25	0,38	11,21	<2e-16 ***	-

<b>Visitas efetivas (%) dos insetos nativos</b>	(EfetivoNativos ~ Tratamento + (1   Aplicacao)	TratamentoSem	-0,09	0,52	-0,17	0,869	0,00
	(EfetivoNativos ~ Tratamento + (1   Area)	(Intercept)	4,25	0,38	11,21	<2e-16 ***	-
		TratamentoSem	-0,09	0,52	-0,17	0,869	0,00
	(EfetivoNativos ~ Tratamento + (1   Ano)	(Intercept)	4,25	0,38	11,21	<2e-16 ***	-
		TratamentoSem	-0,09	0,52	-0,17	0,869	0,00
	(EfetivoNativos ~ Tratamento + (1   DiasAplic)	(Intercept)	4,25	0,38	11,21	<2e-16 ***	-
		TratamentoSem	-0,09	0,52	-0,17	0,869	0,00

---



TABELA S6 – Resultados do GLMM do(s) melhor(es) modelo(s) do efeito do tratamento sobre o tempo médio (s) de visita por flor gasto por *Apis mellifera* e dos insetos visitantes florais nativos nas espécies vegetais Baraúna (*Schinopsis brasiliensis*), Catingueira (*Cenostigma pyramidale*), Faveleira (*Cnidoscolus quercifolius*), Pau-de-colher (*Monteverdia rigida*), Pinhão-bravo (*Jatropha mollissima*) e Quixabeira (*Sideroxylon obtusifolium*).

Espécie vegetal	Modelos	Tratamento	Estimate	Std, Error	Z value	P value	R <sup>2</sup>
<b>Tempo (segundos/flor) da <i>Apis mellifera</i></b> <b>Tempo (segundos/flor) dos insetos nativos</b>	(TempoPorFlorApis ~ 1)	(Intercept)	2,71	0,30	9,17	<2e-16 ***	-
	(TempoPorFlorNativos ~ Tratamento + (1   DiasAplic))	(Intercept)	1,74	0,39	4,49	7,14e-06 ***	-
		TratamentoSem	0,26	1,00	0,26	0,80	0,64
<b>Tempo (segundos/flor) da <i>Apis mellifera</i></b> <b>Tempo (segundos/flor) dos insetos nativos</b>	(TempoPorFlorApis ~ Tratamento + (1   Aplicacao); (TempoPorFlorApis ~ Tratamento + (1   DiasAplic)); (TempoPorFlorApis ~ Tratamento + (1   Area); (TempoPorFlorApis ~ Tratamento + (1   Precipitacao))	(Intercept)	2,77	0,69	4,04	5,32e-05 ***	-
		TratamentoSem	-2,29	0,92	-2,49	<b>0,0129 *</b>	0,13
	(TempoPorFlorNativos ~ Tratamento + (1   Area); (TempoPorFlorNativos ~ Tratamento + (1   Precipitacao); (TempoPorFlorNativos ~ Tratamento + (1   DiasAplic); (TempoPorFlorNativos ~ Tratamento + (1   Aplicacao))	(Intercept)	2,92	0,27	10,72	<2e-16 **	-
		TratamentoSem	0,02	0,36	0,05	0,96	0,00
<b>Tempo (segundos/flor) da <i>Apis mellifera</i></b> <b>Tempo (segundos/flor)</b>	(TempoPorFlorApis ~ Tratamento + (1   Area))	(Intercept)	-2,54	1,68	-1,51	0,13	-
		TratamentoSem	2,93	1,76	1,66	0,09	0,8
	(TempoPorFlorNativos ~ Tratamento + (1   Area))	(Intercept)	3,10	0,83	3,72	0,000197 ***	-
		TratamentoSem	-2,66	1,12	-2,37	0,01	

dos insetos nativos		(TempoPorFlorNativos ~ Tratamento + (1   Aplicacao); (TempoPorFlorNativos ~ Tratamento + (1   DiasAplic); (TempoPorFlorNativos ~ Tratamento + (1   Precipitacao)	(Intercept)	3,42	0,60	5,66	1,48e-08 ***	-
			TratamentoSem	-2,64	0,86	-3,09	0,002	0,23
Tempo (segundos/flor) dos insetos nativos	<i>M. rigida</i>	(TempoPorFlorNativos ~ Tratamento + (1   Aplicacao )	(Intercept)	1,56	0,72	2,17	0,02	-
			TratamentoSem	1,07	1,18	0,91	0,37	0,58
		(TempoPorFlorNativos ~ Tratamento + (1   DiasAplic )	(Intercept)	1,19	0,68	1,75	0,08	-
			TratamentoSem	1,44	1,20	1,20	0,23	0,63
Tempo (segundos/flor) da <i>Apis mellifera</i>	<i>J. mollissima</i>	(TempoPorFlorApis ~ Tratamento + (1   DiasAplic); (TempoPorFlorApis ~ Tratamento + (1   Aplicacao); (TempoPorFlorApis ~ Tratamento + (1   Ano); (TempoPorFlorApis ~ Tratamento + (1   Precipitacao); (TempoPorFlorApis ~ Tratamento + (1   Area)	(Intercept)	-23,19	18,88858	0,00	1,00	-
			TratamentoSem	23,53	18888,58	0,00	1,00	0,94
Tempo (segundos/flor) dos insetos nativos		(TempoPorFlorNativos ~ Tratamento + (1   Area )	(Intercept)	2,23	0,89	2,50	0,0123 *	-
			TratamentoSem	0,10	1,25	0,08	0,94	0,24
Tempo (segundos/flor) da <i>Apis mellifera</i>		(TempoPorFlorApis ~ 1)	(Intercept)	4,7778	0,3822	12,5	<2e-16 *	-
Tempo (segundos/flor) dos insetos nativos	<i>S. obtusifolium</i>	(TempoPorFlorNativos ~ Tratamento + (1   Ano); (TempoPorFlorNativos ~ Tratamento + (1   Area); (TempoPorFlorNativos ~ Tratamento + (1   DiasAplic); (TempoPorFlorNativos ~ Tratamento + (1   Aplicacao)	(Intercept)	2,33	0,31	7,41	1,27e-13 ***	-
			TratamentoSem	-0,17	0,43	-0,40	0,69	0,00

## CONCLUSÕES GERAIS

Nosso estudo mostrou que a remoção das colmeias da abelha invasora, *Apis mellifera*, não reduziu sua abundância nas áreas das Unidades de Conservação da Ararinha Azul, porém reduziu a abundância dos insetos visitantes florais nativos, mas aumentou a diversidade verdadeira. Mostramos também que o controle das colmeias reduziu o número de visitas dos insetos nativos apenas no Pau-de-colher, enquanto aumentou o tempo de visita de *A. mellifera* na Catingueira e dos insetos nativos na Faveleira. Portanto, de maneira geral, o programa de controle de abelhas africanizadas não afeta significativamente os insetos potenciais polinizadores, nativos e exóticos, bem como não afeta a polinização de plantas nativas consumidas pelas Ararinhas-azuis.