

UNIVERSIDADE FEDERAL DE JUIZ DE FORA – UFJF
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
MESTRADO EM BIODIVERSIDADE E CONSERVAÇÃO DA NATUREZA

Gabriela Monique de Oliveira

**O impacto de bebedouros na distribuição espacial e visitação de flores
por beija-flores**

Juiz de Fora

2024

Gabriela Monique de Oliveira

**O impacto de bebedouros na distribuição espacial e visitação de flores
por beija-flores**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Biodiversidade e Conservação da Natureza, da Universidade Federal de Juiz de Fora como requisito necessário para a qualificação de mestrado. Área de concentração: Comportamento, conservação e processos ecológicos.

Orientador: Prof. Dr. André de Camargo Guaraldo

Coorientadora: Profa. Dra. Ana Paula Gelli de Faria

Juiz de Fora

2024

Ficha catalográfica elaborada através do programa de geração automática da Biblioteca Universitária da UFJF, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

de Oliveira, Gabriela Monique.

O impacto de bebedouros na distribuição espacial e visitação de flores por beija-flores / Gabriela Monique de Oliveira. -- 2024.

61 f. : il.

Orientador: André de Camargo Guaraldo

Coorientadora: Ana Paula Gelli de Faria

Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de Juiz de Fora, Instituto de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação da Natureza, 2024.

1. Beija-flor. 2. Bromeliaceae. 3. Polinização. 4. Diversidade. 5. Educação ambiental. I. de Camargo Guaraldo, André, orient. II. Gelli de Faria, Ana Paula, coorient. III. Título.

Gabriela Monique de Oliveira

O impacto de bebedouros na distribuição espacial e visitação de flores por beija-flores

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Biodiversidade e Conservação da Natureza, da Universidade Federal de Juiz de Fora como requisito necessário para a qualificação de mestrado. Área de concentração: Comportamento, conservação e processos ecológicos.

Aprovada em 28 de fevereiro de 2024.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. André de Camargo Guaraldo – Orientador
Universidade Federal do Paraná

Profa. Dra. Ana Paula Gelli de Faria – Coorientadora
Universidade Federal de Juiz de Fora

Profa. Dra. Juliane Floriano Lopes Santos
Universidade Federal de Juiz de Fora

Profa. Dra. Luciana Barçante Ferreira
Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais



Documento assinado eletronicamente por **Ana Paula Gelli de Faria, Professor(a)**, em 29/02/2024, às 10:01, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#)



Documento assinado eletronicamente por **André de Camargo Guaraldo, Usuário Externo**, em 29/02/2024, às 10:18, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Luciana Barcante Ferreira, Usuário Externo**, em 29/02/2024, às 12:46, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Juliane Floriano Lopes Santos, Professor(a)**, em 04/03/2024, às 11:19, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no Portal do SEI-Uf (www2.uf.br/SEI) através do ícone Conferência de Documentos, informando o código verificador **1654529** e o código CRC **D8769B09**

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao meu eu do passado, que teve a coragem de explorar novos horizontes e enfrentar desafios antes considerados inimagináveis. A importância de apoiar a si mesmo revelou-se mais necessária do que poderia ter imaginado.

À minha mãe, Elizângela, meu agradecimento por ser meu pilar nos momentos difíceis, compartilhando nossa batalha pessoal e sempre acreditando que eu poderia alcançar o fim desse trajeto. Somente nós sabemos o quão forte você foi para lidar com tudo sozinha.

Expresso minha sincera gratidão ao meu orientador, André, pelo incentivo, compartilhamento de conhecimento, paciência e, acima de tudo, pela confiança de que, mesmo à distância, superaríamos os desafios. Optar por tê-lo como orientador, mesmo sem conhecê-lo previamente, mostrou-se uma escolha certa e gratificante. À minha coorientadora, Ana Paula, agradeço pelas contribuições e a constante disponibilidade.

Aos que aqueceram meu coração, meus gatinhos, Lindinha e Tobias, verdadeiros companheiros, mesmo quando decidiam se aconchegar sobre o computador em uso, sempre me recordando da necessidade de estudar para proporcionar-lhes uma ração super premium. Minha psicóloga, Cleide, lembrando-me constantemente das minhas conquistas e da minha capacidade.

Ao meu namorado, Leonardo, meu maior apoiador em toda a jornada, às vezes um excelente ajudante de campo e, em outros momentos, um ouvinte compreensivo diante dos desafios diários. Obrigada por dividir os finais de semana com um computador e um sonho. E meu pequeno sobrinho, Apólo, um questionador incansável que me recorda da necessidade da ciência.

Aos amigos mais próximos, que acompanharam de perto todo o processo e compreenderam o meu sumiço. Em especial, agradeço ao meu amigo Pedro, cujo exemplo foi fundamental para alcançar este título; sem ele, a inspiração sequer teria surgido para a inscrição. Ao Lucas, Hércio e todas as pessoas que participaram desse processo no Jardim Botânico – UFJF, meu profundo agradecimento.

Ao programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação por todo apoio, e principalmente à FAPEMIG, CAPES e ao CNPq pelo financiamento da pesquisa.

RESUMO

Alimentadores artificiais para aves, como os bebedouros para beija-flores, são equipamentos utilizados para fins recreativos e de uso permitido pela legislação em unidades de conservação com o intuito de atrair a avifauna e sensibilizar os visitantes. No entanto, essa ação antrópica pode alterar o ambiente natural e influenciar o comportamento de visitação das aves, como a visitação das flores, e conseqüentemente, o processo de polinização, um importante serviço ecossistêmico. Com resultados divergentes sobre seus efeitos na literatura, este estudo tem como objetivos centrais quantificar a influência de bebedouros sobre a distribuição espacial de beija-flores e seu comportamento como visitante floral em uma área de preservação. Especificamente, avaliamos o impacto da presença de bebedouros nas visitas de beija-flores às inflorescências de *Portea petropolitana* (Bromeliaceae), uma espécie comum na área de estudo. Definimos quatro transectos de 105m com pontos de observação a cada 35m nos quais observamos as visitas de beija-flores às inflorescências de *P. petropolitana* na presença e na ausência de bebedouros com solução açucarada instalados nos pontos iniciais de cada transecto. Nossos resultados revelaram que, em ambos os cenários, houve uma diminuição nas visitas dos beija-flores ao longo dos transectos. Ainda que as visitas de beija-flores nos bebedouros tenham sido mais frequentes do que em inflorescências no ponto inicial de cada transecto, não houve evidências de que os bebedouros tenham exercido influência no comportamento de visitação dessas aves. Especificamente, a presença de bebedouros aumentou a diversidade de beija-flores sem afetar significativamente sua distribuição espacial ou padrão de visitação de flores. Isso porque, não foram detectados efeitos na diversidade de beija-flores nem no número de visitas às flores de *P. petropolitana* localizadas a pelo menos 35 metros dos bebedouros. Portanto, os bebedouros se mostram uma opção viável para atividades de educação ambiental e lazer no local do estudo.

Palavras-chave: Bromeliaceae, diversidade, educação ambiental, polinização, *Portea petropolitana*, Trochilidae.

ABSTRACT

The impact of feeders on the spatial distribution and visitation of flowers by hummingbirds

Artificial bird feeders, such as hummingbird feeders, are equipment used for recreational purposes and permitted by law in protected areas to attract birds and raise visitor awareness. However, this anthropogenic action can alter the natural environment and influence bird visitation behavior, such as flower visitation, and consequently affect the pollination process, an important ecosystem service. With diverging results on its effects in the literature, this study's main objectives are to quantify the influence of hummingbird feeders on the spatial distribution of hummingbirds and their behavior as flower visitors in a preserved area. Specifically, we evaluated the impact of the presence of these feeders on hummingbird visits to the inflorescences of *Portea petropolitana* (Bromeliaceae), a common species in the study area. We defined four 105m transects with observation points at every 35m in which we observed hummingbird visits to the inflorescences of *P. petropolitana* in the presence and absence of the feeders installed at the starting points of each transect. Our results revealed that, in both scenarios, there was a decrease in hummingbird visits along the transects. Although hummingbird visits to the feeders were more frequent than to the inflorescences at the starting point of each transect, there was no evidence that the feeders influenced the visiting behavior of these birds. Specifically, the presence of drinking fountains increased the diversity of hummingbirds without significantly affecting their spatial distribution or flower visitation pattern. This is because we detected no effects on the diversity of hummingbirds or the number of visits to *P. petropolitana* flowers located at least 35m from the feeders. Therefore, hummingbird feeders prove to be a viable option for environmental education and leisure activities at the study site.

Keywords: Bromeliaceae, diversity, environmental education, pollination, *Portea petropolitana*, Trochilidae

RESUMO PARA LEIGOS E DIVULGAÇÃO CIENTÍFICA

Equipamentos como bebedouros artificiais para aves, especialmente destinados aos beija-flores, são empregados para propósitos recreativos e permitidos por regulamentações em áreas de conservação federais. A finalidade desses bebedouros é atrair aves para observação, podendo ser utilizados para conscientizar os visitantes sobre a fauna local. No entanto, a instalação de bebedouros pode alterar o ambiente natural e causar mudanças em um serviço fundamental para o ecossistema, que é a polinização das plantas feitas por beija-flores. Existe uma preocupação sobre o impacto que essa atividade pode causar nas interações entre as aves e as plantas, com resultados conflitantes sobre tais efeitos na literatura. Por isso, este estudo visou medir a influência de bebedouros sobre a distribuição espacial dos beija-flores, ou seja, a forma que estas aves usam as flores em uma área de estudo. Realizamos o estudo no Jardim Botânico da UFJF, medindo o impacto da presença de bebedouros nas visitas de beija-flores às inflorescências de *Portea petropolitana*, uma espécie de bromélia comum no local. Para alcançar os resultados esperados, observamos as visitas de beija-flores às flores de *P. petropolitana* na presença e na ausência de bebedouros com solução açucarada. Nossos resultados revelaram que, em ambos os cenários, houve uma diminuição nas visitas dos beija-flores ao longo dos transectos. No entanto, a presença de bebedouros resultou em um aumento na quantidade de visitas dos beija-flores. Não identificamos evidências de que os bebedouros tenham exercido influência no comportamento de visitação dessas aves. Especificamente, não detectamos efeitos dos bebedouros sobre o número de espécies de beija-flores nem no número de suas visitas às flores de *P. petropolitana* situadas a pelo menos 35 m de bebedouros. Os resultados alcançados mostram que o uso dos bebedouros no Jardim Botânico - UFJF pode aumentar o número de espécies de beija-flores que são registrados em um local, sem provocar mudanças marcadas nos padrões de suas visitas às flores, tornando esse equipamento uma opção viável para atividades de educação ambiental e lazer no local do estudo.

Palavras-chave: bromélias, diversidade, educação ambiental, polinização, *Portea petropolitana*, Jardim Botânico.

Lista de ilustrações

- Figura 1 – *Chrysuronia versicolor* (Beija-flor-de-banda-branca) visitando *Portea petropolitana* (Wawra) Mez, uma representante da família Bromeliaceae (Foto por Hécio Laval) 21
- Figura 2 – *Portea petropolitana* (Bromeliaceae) - Na foto, destacam-se as brácteas coloridas que envolvem as pequenas flores, juntamente com estruturas foliares modificadas, conferindo atratividade à inflorescência (Fotos por Hécio Laval) 23
- Figura 3 – Vista interior de parte do Jardim Botânico da UFJF (JB-UFJF), localizado em Juiz de Fora, Minas Gerais (Fotos autorais por Gabriela Oliveira) 25
- Figura 4 – *Portea petropolitana* (Bromeliaceae) no início da floração, evidenciando sua coloração marcante e atrativa a beija-flores. (Foto: Gabriela Oliveira) 40
- Figura 5 – Esquema com a delimitação do Jardim Botânico da Universidade Federal de Juiz de Fora e das quatro transecções (A-D) estabelecidas ao longo de trilhas de visitação pré-existentes43
- Figura 6 – Detalhes dos quatro pontos focais amostrais (0, 35, 70 e 105m) estabelecidos ao longo das quatro transecções (A-D) no Jardim Botânico da Universidade Federal de Juiz de Fora 46
- Figura 7 – Proporções de visitas de espécies de beija-flores registradas durante as fases controle (A) e experimental (B), entre agosto e novembro de 2022, nos pontos amostrais distribuídos em cada um dos quatro transectos (A-D) estabelecidos no Jardim Botânico da Universidade Federal de Juiz de Fora. A: Fase controle: proporção de visitas às inflorescências de *Portea petropolitana* (Bromeliaceae). B: Fase experimental: proporção de visitas aos bebedouros e às inflorescências de *P. petropolitana*. "NA": espécies não identificadas 48
- Figura 8 – Distribuição do número de visitas (log+1) de beija-flores A) durante a fase controle (i.e., visitas a flores de *Portea petropolitana*) e a experimental (i.e., com a presença de bebedouro com solução açucarada no ponto inicial de cada um dos quatro transectos de 105m de extensão), B) ao longo da distância em relação ao ponto inicial de cada transecto (i.e., pontos amostrais: 0-105m) no controle (vermelho) e no experimento (azul); linhas tracejadas indicam a relação entre as variáveis desconsiderando o ponto inicial (i.e., ponto onde foram instalados os bebedouros na fase experimental; ver texto para mais detalhes e interpretações), e C) entre os dois

dias de amostragem em cada tratamento. No experimento, as observações no ponto inicial (0m) se referem às visitas em bebedouros 49

Figura 9 – Distribuição do número de visitas por espécie de beija-flor em cada um dos quatro pontos focais (0m, 35m, 70m, 105m) dispostos ao longo de cada transecto (n=4), nas fases controle (i.e., flores de *Portea petropolitana*; em vermelho) e experimental (i.e., presença de bebedouro no ponto 0m; em azul) 50

Figura 10 – Variação do número de espécies de beija-flores registradas em flores de *Portea petropolitana* nos pontos focais dispostos ao longo de cada transecto (n=4) durante as fases controle (i.e., sem a presença de bebedouro no ponto 0m; vermelho) e experimental (i.e., bebedouro presente no ponto 0m; azul) 51

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

CAPES	Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior
DP	Desvio padrão
e.g	Por exemplo
FAPEMIG	Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais
H'	Entropia de Shannon
i.e	Ou seja
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
JB	Jardim Botânico
LMM	Modelo linear misto
M	Metro
NA	Dado não disponível
T	Tempo
UC	Unidade de Conservação
UFJF	Universidade Federal de Juiz de Fora
VIF	Fator de Inflação da Variância (<i>Variance Inflation Factor</i>)

LISTA DE SÍMBOLOS

α	Alfa; nível de significância estatístico
\sim	Aproximadamente
β	Beta; coeficiente angular
$^{\circ}$	Graus
$>$	Maior
\geq	Maior ou igual
\pm	Mais ou menos
$<$	Menor
μL	Microlitro
'	Minutos
%	Porcentagem
"	Segundos

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL	15
1.1 Referências	27
2 O IMPACTO DE BEBEDOUROS NA DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL E VISITAÇÃO DE FLORES POR BEIJA-FLORES.....	40
2.1 Introdução	40
2.2 Objetivos	41
2.3 Métodos.....	42
2.4 Resultados	47
2.5 Discussão	51
2.6 Conclusão.....	55
2.7 Referências.....	56
3 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	60

1 INTRODUÇÃO GERAL

Para o desenvolvimento da sociedade humana, exploramos recursos e serviços ambientais (Morello e Pengue, 2000), criando uma relação de aproximação e dependência entre espécies (Nordi et al., 2001). Dessa maneira, a conservação da diversidade biológica é essencial para a sustentabilidade da vida em dimensões que vão além da ecológica, atingindo a econômica e a sociocultural (Primack e Rodrigues, 2001; Oliveira, 2004; Valenti et al., 2012).

As espécies que compõem as comunidades ecológicas estão interligadas direta e/ou indiretamente por interações. Assim, uma desordem nessa rede pode se propagar de espécie em espécie por meio das suas interações diretas e indiretas, resultando em efeitos em cascata (Gaiarsa, 2019) que, por consequência, podem causar a perda de biodiversidade (Young et al., 2016). É essencial termos consciência dos impactos prováveis causados pelas perturbações antrópicas nos sistemas naturais para viabilizar estratégias efetivas de conservação que permitam manter as espécies, suas interações ecológicas e os serviços ecossistêmicos como um todo (Dirzo et al., 2014).

Os serviços ecossistêmicos ocorrem amplamente nos ambientes naturais e impactam positivamente a sociedade humana (Bell-James, 2020). Esses serviços abrangem uma rede complexa de interconexões, desde aquelas mais visíveis, como o fornecimento de alimentos e água limpa, até interações menos evidentes, como a regulação das cargas de vários elementos químicos nos ecossistemas, prevenindo que atinjam concentrações tóxicas (Ruppert e Duncan, 2017). Alguns dos serviços ecossistêmicos são fundamentais para a nossa existência, como a estabilização do clima, decomposição de resíduos e polinização (NRC, 2012). Assim, a compreensão aprofundada desses serviços é fundamental para valorizar as contribuições dos ecossistemas ao bem-estar das espécies, incluindo os seres humanos (Gómez-Baggethun et al., 2010). Além disso, devido à importância desses serviços no funcionamento dos ecossistemas, sua extinção ou restrição geralmente tem impactos negativos na sociedade humana, gerando efeitos socioeconômicos e ambientais adversos (Landsberg et al., 2013), como as mudanças climáticas, a perda da biodiversidade e a degradação do solo e da água.

Segundo a *Millennium Ecosystem Assessment Board* (2005), que apresenta a primeira avaliação global dos ecossistemas, os serviços ecossistêmicos podem ser categorizados como: (i) serviços de provisão (e.g. alimentos, água, combustíveis); (ii) serviços de regulação (e.g. regulação climática, da qualidade do ar, da água, polinização);

(iii) serviços culturais (e.g. ecoturismo e recreação, espirituais, educacional); e (iv) serviços de suporte (e.g. ciclo de nutrientes, formação do solo, fotossíntese).

No contexto específico da polinização, os serviços ecossistêmicos relacionados à reprodução vegetal desempenham um papel importante na manutenção da produtividade agrícola (Andrade e Romero, 2009). Um terço dos principais produtos agrícolas básicos para a dieta humana depende diretamente da polinização por animais (Maués, 2014). Do ponto de vista econômico, os serviços prestados pelos animais polinizadores têm um valor anual estimado que pode variar entre US\$195 a aproximadamente US\$387 bilhões (sensu Porto et al., 2020). Além disso, a polinização é um processo ecológico fundamental que influenciou a diversificação de muitas famílias de plantas com sementes ao longo da história evolutiva (Ollerton et al., 2019; Asar et al., 2022). Portanto, a preservação e promoção da saúde dos ecossistemas vão além do contexto ambiental, tornando-se uma medida necessária para garantir a estabilidade econômica e a segurança alimentar. Adicionalmente, a compreensão adequada dos mecanismos envolvidos no processo de polinização pode ser uma ferramenta valiosa para estimular o uso sustentável de áreas verdes e cultivos, conforme destacado por Winfree (2010). Sob uma outra perspectiva, o estudo de Viana et al. (2012) abordou a necessidade de estudar a polinização em conjunto com os ambientes de paisagem, sejam eles naturais ou artificiais. Tal abordagem tem como objetivo estabelecer matrizes ecológicas, permitindo a determinação do papel dos polinizadores em cada ambiente específico (Azevedo Costa e Oliveira, 2013). Esse entendimento reforça o compromisso coletivo dos seres humanos com a conservação ambiental, ressaltando a interdependência crucial entre a biodiversidade, a produção de alimentos e o desenvolvimento econômico.

A polinização pode ocorrer de maneira abiótica, por meio de agentes como vento ou água, ou de forma biótica, mediada por animais. Este processo envolve o transporte dos grãos de pólen das anteras de uma flor para o estigma, ocorrendo dentro da mesma flor, entre flores de uma mesma planta, ou entre flores de plantas diferentes (Endress, 1994; Azevedo Costa e Oliveira, 2013).

De maneira geral, plantas anemófilas (polinizadas pelo vento) e hidrófilas (polinizadas pela água) compartilham adaptações semelhantes (Rech et al., 2014). Ambos os grupos apresentam redução nas estruturas do perianto, estigmas expostos, sendo que nas hidrófilas são grandes e bifurcados, e grãos de pólen com exina reduzida e aberturas mais profundas (Cox, 1988; Diez et al., 1988). Essas características otimizam a eficácia do transporte de pólen, refletindo a notável plasticidade das plantas em se adaptar aos

diferentes agentes polinizadores (Cox, 1988; Diez et al., 1988; Culley et al., 2002; Friedman e Barrett, 2009). Algumas teorias buscam analisar o investimento energético das plantas nesses cenários. Enquanto algumas enfatizam a produção de pólen como um meio de facilitar a dispersão e assegurar o sucesso reprodutivo (Niklas, 1992), outras, como proposto por Cresswell et al. (2004), indicam que a ausência de características atrativas, como grandes corolas, resulta de uma seleção positiva para aprimorar a aerodinâmica e facilitar a deposição eficiente do pólen, evitando possíveis desperdícios de energia nessas estruturas. Por outro lado, a polinização quando realizada por animais, é resultado das atividades de diferentes grupos, principalmente insetos (Griz e Machado, 2001). Aves e mamíferos também podem participar desse processo (Cronk e Ojeda 2008; Fleming et al. 2009) e até mesmo espécies de lagartos (Cozien et al., 2019) e de anfíbios (de-Oliveira-Nogueira et al. 2023). Outros grupos animais, como roedores, lêmures e marsupiais, podem atuar como polinizadores, porém recebem pouca atenção de pesquisadores em comparação com os outros agentes (Sussman e Raven, 1978; Dellinger et al., 2019; Wester, 2019; Pastor et al., 2021).

As características florais de cada espécie de planta, tais como o formato da flor, tamanho, coloração, fragrância, tipo de recompensa ao animal polinizador, padrão de abertura da flor e período de floração, influencia quais e como os animais podem explorar os recursos oferecidos e, conseqüentemente, o sucesso do processo de polinização (Wolowski et al., 2017). Para isso, as flores devem atrair os visitantes indicando a presença de determinado recurso, viabilizando, assim, sua polinização. É essencial que os animais reconheçam os sinais emitidos pelas plantas para que a interação ocorra (Varassin e Amaral-Neto, 2014). No entanto, atrair polinizadores pode envolver um alto gasto energético (Pyke, 1991). Os gastos necessários para manter as flores reprodutivamente funcionais incluem recursos investidos em pólen, produção de néctar, respiração e transpiração de estruturas florais (Obeso, 2002).

No processo de polinização biótica, seja qual for o participante envolvido, é essencial para a planta que a transferência de pólen dentro da mesma espécie ocorra eficientemente, minimizando o gasto energético. Nesse sentido, a planta busca atrair o visitante adequado, ou seja, animais com morfologia e comportamento adequados às flores e capaz de transportar os grãos de pólen (Agostini et al., 2014). O fornecimento do néctar ao visitante é mais restritivo a alguns grupos animais e requer menos gasto energético às plantas do que a produção de pólen (Westerkamp, 2004). A polinização por insetos, por exemplo, exige pouco gasto energético em recompensas florais para atrair

eficazmente esses polinizadores (McCallum et al., 2013), quando comparada a sistemas de polinização abióticos. No entanto, há algumas condições menos favoráveis para as plantas na polinização por insetos, especialmente devido ao fato de que estes animais frequentemente desempenham o papel de herbívoros, consumindo várias partes das plantas, não se limitando apenas às recompensas florais fornecidas (Stephens et al., 2023). A polinização por vertebrados, quando comparada à polinização por invertebrados, exige um maior gasto energético pela planta na produção de flores grandes e robustas (Fleming et al., 2009; McCallum et al., 2013). Em contrapartida, os polinizadores vertebrados são frequentemente capazes de transportar pólen a distâncias superiores em comparação aos insetos, promovendo maior fluxo gênico e reduzindo o risco de efeitos prejudiciais causados pela endogamia para algumas plantas (Fleming et al., 2009; Wessinger, 2021; Dellinger et al., 2022).

Assim, a interação entre animais e plantas exerce um papel importante na preservação da diversidade genética nas populações, facilitada pela transferência de genes pela polinização cruzada (Garay e Dias, 2001). Além disso, podem envolver a coevolução dos organismos envolvidos (Phillips et al., 2020), resultando em uma interação positiva que contribui significativamente para a especificidade e complexidade dos ecossistemas (Odum e Barret, 2008). A ausência de polinizadores, por outro lado, pode ter repercussões adversas na dispersão e diversidade genética das plantas, com potencial impacto negativo na produção de alimentos e produtos correlatos (Buchmann e Nabhan, 1996).

Plantas com flores oferecem uma vasta gama de recursos, como néctar, óleos e pólen, que são aproveitados pelos polinizadores. Além disso, essas plantas fornecem materiais essenciais, como resinas, para a construção de abrigos e ninhos. Com todos esses atrativos, espécies animais frequentemente visitam flores para obter alguma recompensa, aqueles que consomem néctar participam ativamente do processo de polinização (Willmer, 2011; Agostini et al., 2014). O consumo de néctar (nectarivoria) é mais comum entre os vertebrados voadores, e neste grupo as aves se destacam como os principais agentes polinizadores (Fischer et al., 2014), especialmente os beija-flores (Trochilidae) (Zanata et al., 2017), que atuam na polinização de aproximadamente 15% das plantas na região Neotropical (Las-Casas et al., 2012). No entanto, constantemente esse processo envolve centenas de espécies que apresentam distintos níveis de especialização (Bender et al., 2017; Rodríguez-flores et al., 2019). Além disso, espécies vegetais e seus polinizadores apresentam graus de interdependência diferentes, que variam ao longo do tempo e no espaço (Blüthgen e Klein 2011; Vázquez et al. 2012).

Desse modo, as características das espécies, animais e vegetais, podem determinar a ocorrência e a regularidade das interações entre espécies coexistentes, sendo esperado que as características morfológicas das espécies coincidam e influenciem a especialização de recursos (Maglianesi et al., 2014; Klumpers et al., 2019).

Sistemas mutualísticos de interações planta-polinizador exemplificam padrões clássicos de correspondência morfológica, considerados como indicativos de coevolução (Thompson, 2019). Essa relação é destacada na interação entre beija-flores e suas plantas, evidenciando a consistência entre o comprimento do bico dos beija-flores e o das flores visitadas (Stiles, 1981; Cotton, 1998; Dalsgaard et al., 2009; Maruyama et al., 2014; Vizentin-Bugoni et al., 2014; Weinstein e Graham, 2017; Sonne et al., 2020). Isso ocorre porque o tamanho do bico está diretamente vinculado ao acoplamento morfológico com as corolas das plantas, resultando na utilização de recursos florais distintos por beija-flores com bicos de diferentes tamanhos (Brown e Bowers, 1985; Machado, 2009). Dalsgaard et al. (2021) reforçam a recorrência desse fenômeno em redes de beija-flores e plantas em toda a América, confirmando a correlação entre o comprimento do bico dos beija-flores e o da corola das flores visitadas.

Os beija-flores evoluíram na América do Sul há cerca de 22 milhões de anos; entretanto, foi nas regiões neotropicais que ocorreu um significativo aumento na diversidade deste grupo, conforme revelado por análises moleculares (Bleiweiss, 1998; McGuire et al., 2007). Diversificando-se em nove clados, alguns com rápida taxa de aumento na diversidade de espécies devido à adaptação a novos nichos ecológicos e à expansão para diferentes regiões geográficas (McGuire et al., 2014), essas aves são um dos grupos mais especializados em visitar flores (Fleming e Muchhala, 2008; Zanata et al., 2017) e os principais envolvidos na polinização por aves, também conhecida como ornitofilia (Schuchmann, 1999). As características desse grupo de aves muitas vezes são resultado de uma série de especializações como bico longo e/ou curvo (Stiles, 1981). A língua dos beija-flores, por exemplo, é altamente especializada para a coleta eficiente de néctar. Essa adaptação inclui uma morfologia única na porção distal da língua, que é bifurcada e possui sulcos e bordas membranosas. A língua dos beija-flores também demonstra uma notável capacidade de alterar dinamicamente sua forma durante a alimentação, utilizando um mecanismo de captura de néctar em que as pontas da língua prendem o néctar. Além disso, as lamelas nas pontas da língua são enroladas durante a retratação, formando um "selo lingual" que evita vazamentos de néctar durante o transporte da câmara de néctar para o interior do bico. Essas adaptações evidenciam a

especialização evolutiva dos beija-flores como polinizadores altamente eficientes (Rico-guevara e Rubega, 2011).

A maior especialização fenotípica dos beija-flores se evidencia em seu tamanho pequeno, quando comparado às aves não nectarívoras, sendo uma de suas adaptações que permite o voo estacionário (Pyke, 1980). Esta habilidade aérea é a principal estratégia empregada por essas aves na obtenção de recursos alimentares durante o forrageamento de flores (Collins e Paton, 1989). O estilo de voo pairado dos beija-flores é frequentemente comparado ao estilo de voo dos insetos voadores, devido à agilidade e rapidez, com movimentos rápidos e precisos (Warrick et al., 2005, 2009; Altshuler et al., 2010; Wolf, Ortega-Jimenez e Dudley, 2013). Porém, em recente estudo, Haque et al. (2023) observaram que o voo dos beija-flores é caracterizado por uma combinação de estratégias aerodinâmicas e inerciais que contribuem para sua extraordinária manobrabilidade. Em contrapartida, este tipo de voo apresenta um alto gasto energético, o que leva estes animais a desenvolverem diferentes estratégias de forrageamento com o objetivo de conseguir um elevado volume energético ao menor custo possível de energia (Feinsinger e Chaplin 1975).

Assim, as características morfológicas dessas aves podem refletir diretamente no sucesso de obtenção de recurso pelos beija-flores (Rico-Guevara et al., 2019), seja ele para alimentação, reprodução ou construção de ninho (Agostini et al., 2014), assim como nas estratégias de forrageamento a serem empregadas (Mendonça e Anjos, 2005). Além disso, há uma forte competição entre os beija-flores por recursos de néctar, especialmente quando esses recursos são escassos (Brown e Bowers, 1985). Nesse aspecto, a massa corporal tem importância nas interações beija-flor-planta (Araya-Salas et al., 2018). Portanto, espécies de beija-flores de maior tamanho e massa corporal tendem a exercer domínio sobre beija-flores menores, limitando o acesso destes últimos às flores (Claudino et al., 2021). No entanto, novas pesquisas mostram que o comprimento do bico é a variável mais importante para explicar frequência de interações e a especialização nas redes de interação entre beija-flores e plantas (Maglianesi et al., 2014; Claudino et al., 2021). É provável que a competição desempenhe um papel importante na determinação das preferências alimentares dos beija-flores e, portanto, na definição de suas interações realizadas (Maglianesi et al., 2015).

As flores visitadas por beija-flores são geralmente longas e tubulares, de coloração avermelhada e oferecem grande volume de néctar (10-30 μ l/dia) (Johnson e Nicolson 2008). O néctar, fonte de energia para os agentes polinizadores, contém uma variedade

de substâncias químicas, além de água e carboidratos, tais como os aminoácidos, antioxidantes, proteínas, lipídeos, minerais e vitaminas (Agostini et al., 2014). Em plantas ornitófilas, é frequentemente inodoro e disponível durante o dia (Stiles, 1981; Cronk e Ojeda, 2008). Dentro da distribuição geográfica dos beija-flores, cerca de 7000 espécies de plantas apresentam uma série de características florais, como flores coloridas e grande quantidade de néctar, capazes de atrair e recompensá-los os por seus serviços de polinização (Abrahamczyk e Kessler, 2015). O tamanho da flor, usualmente medido pela largura da abertura e pelo comprimento do tubo da corola, representa uma limitação crucial que afeta a habilidade dos beija-flores em alcançar o néctar nas flores (Vizentin-Bugoni et al. 2014). A corola apresenta uma correlação positiva com a produção de néctar em várias espécies de plantas (Stanton e Young, 1994), indicando que o tamanho da flor pode influenciar a divisão de recursos entre as diferentes espécies de beija-flores. Embora a relação positiva entre a corola e a produção de néctar seja esperada devido a restrições alométricas, essa relação pode ser resultado da seleção mediada por polinizadores (Schiestl e Johnson, 2013). No entanto, os beija-flores são forrageadores generalistas, frequentando também flores compartilhadas com outras espécies de aves e até outros grupos de polinizadores. Assim, o número de táxons de plantas que se beneficiam da polinização por beija-flores possivelmente ultrapassa os totais de plantas exclusivamente ornitófilas (Rodríguez-Flores et al., 2019).

Milhares de espécies de plantas, abrangendo pelo menos 500 gêneros, estão adaptadas para a polinização por aves (Renner e Ricklefs, 1995; Abrahamczyk e Kessler, 2015). Nas florestas tropicais, onde há uma maior diversidade de angiospermas e polinizadores específicos (Azevedo Costa e Oliveira, 2013), estima-se que cerca de 87% das Angiospermas dependem da polinização biótica (Ollerton et al., 2011; Baqi et al., 2021; Muschett e Fontúrbel, 2022), evidenciando assim a importância das interações animais para a reprodução vegetal e equilíbrio dos ecossistemas. A ornitofilia desempenha um papel preponderante na polinização da família Bromeliaceae, destacando-se especialmente na Floresta Atlântica, onde aproximadamente 85% das espécies de bromélias são predominantemente polinizadas por beija-flores ou, no mínimo, apresentam uma síndrome de polinização ornitófila (Kessler et al., 2020). Em áreas específicas da Floresta Atlântica do sudeste brasileiro, as bromélias contribuem significativamente, representando mais de 30% dos recursos alimentares utilizados por essas aves (Sazima et al., 1995; Tagliati et al., 2018) (Figura 1).



Figura 1: *Chrysuronia versicolor* (Beija-flor-de-banda-branca) visitando *Portea petropolitana* (Wawra) Mez, espécie da família Bromeliaceae (Fotos por Hércio Laval).

A diversidade de bromélias nos neotrópicos é vasta, compreendendo cerca de 3.751 espécies e 82 gêneros (Gouda et al., 2023). Mais da metade dessas espécies são bromélias epífitas (Zotz et al., 2021), que crescem sobre outras plantas sem parasitá-las, ou seja, sem retirar delas nenhum tipo de nutriente. Além disso, também existem espécies terrestres e rupícolas, que habitam em habitats rochosos. Essas plantas estão adaptadas a diversos climas, desde florestas tropicais úmidas até ambientes sazonalmente secos, bem como a outras condições ambientais, como manguezais, ambientes montanhosos e até mesmo à vida epífita, portanto, possuem uma variedade significativa de características morfológicas, ecológicas e fisiológicas (Göttlinger et al., 2019). Além disso, a capacidade de várias espécies de bromélias de armazenar água em tanques e tecidos foliares cria habitats propícios para uma variedade de organismos (i.e. fitotelma), como algas, invertebrados e vertebrados, tanto em habitats secos quanto úmidos (Ramos et al., 2017; Jorge et al., 2020). Essa característica representa uma fonte única e adicional de alimento para diversas espécies de vertebrados, incluindo aves insetívoras (Sutter et al., 2001; Breviglieri e Romero, 2017). Apesar disso, o recurso mais amplamente documentado que é explorado por aves em bromélias é o néctar (Piacentini e Varassin, 2007; Cestari, 2009).

O Brasil abriga cerca de 10 gêneros e 806 espécies de Bromeliaceae endêmicas da Floresta Atlântica (Flora e Funga do Brasil, 2023). *Portea petropolitana* (Wawra) Mez é um dos exemplos de bromélia endêmica de Floresta Atlântica. Distribui-se nas regiões

sudeste (estados de Minas Gerais, Espírito Santo e Rio de Janeiro) e nordeste (estado da Bahia), crescendo principalmente como epífita em áreas de floresta ombrófila densa e floresta estacional semidecidual (BFG, 2018), tanto no interior quanto na borda das áreas florestais (Dias et al., 2020).

Portea petropolitana (Figura 2) caracteriza-se pela inflorescência composta e paniculada, com raque e ramos de cor rósea. Suas flores apresentam pedicelo e ovário rosas, sépalas com tonalidades que variam entre o rosa e o lilás, e pétalas azul-arroxeadas (Dias et al., 2020). Observou-se que, em cada inflorescência, ocorre a abertura de 10 a 12 flores por dia com antese diurna (entre 04:30h e 15h) e o volume médio de néctar de $41,5 \pm 13,8 \mu\text{L}$, com concentração média de açúcares de $22,2 \pm 3,5$ (Tagliati et al., 2018). A floração da espécie tem duração de um a cinco meses, tem início na estação seca e se prolonga até os meses mais chuvosos (Tagliati et al., 2018).



Figura 2: *Portea petropolitana* (Bromeliaceae) - Na foto, destacam-se as brácteas coloridas que envolvem as pequenas flores, juntamente com estruturas foliares modificadas, conferindo atratividade à inflorescência (Fotos por Hélcio Laval).

Além das características distintivas da *P. petropolitana*, é importante abordar as pressões ambientais que afetam a Floresta Atlântica, onde essa espécie concentra seu

domínio fitogeográfico. Vale ressaltar que este bioma enfrenta significativas ameaças devido às atividades antrópicas, resultando em um notável processo de fragmentação florestal (Almeida, 2016). Esse fenômeno tem impactos substanciais na estrutura e composição das florestas, comprometendo a biodiversidade ecológica e funcional, especialmente afetando espécies dependentes da integridade florestal (Fahrig, 2003; Betts et al., 2017).

Os efeitos da fragmentação incluem a perda de habitat, isolamento de populações e redução da diversidade genética, levando ao declínio populacional e extinção local de espécies vulneráveis (Santos et al. 2008, 2010; Arroyo-Rodriguez et al. 2009, 2012). Além disso, a redução dos fragmentos florestais resulta na perda de interações e, conseqüentemente, das funções ecossistêmicas essenciais (Dirzo et al., 2014; Tollefson, 2019). A velocidade com que essas interações estão desaparecendo pode até superar a taxa de declínio das espécies, perturbando a estabilidade da comunidade e a função do ecossistema (Ripple e Beschta, 2012; Valiente-Banuet et al., 2015; Bello et al., 2015). Diante disso uma discussão em expansão defende que o foco da conservação deve ser direcionado à manutenção dos processos ecossistêmicos e das redes de interações, visando proteger ecossistemas funcionais e resilientes (Mougi e Kondoh, 2012; Harvey et al., 2017).

Uma das estratégias de conservação ambiental é a delimitação de áreas denominadas como Unidades de Conservação (UC), com características específicas de elementos naturais (*e.g.*, flora, fauna, rios) que precisam coexistir para haver equilíbrio na natureza (Dudley e Phillips, 2006; Primack e Rodrigues, 2001). Em adição, algumas áreas podem ser destinadas à conservação, ainda que não se enquadrem nas categorias de UC. Em todos estes casos, há situações em que essas áreas são abertas ao público e se tornam ambientes propícios para a realização de ações de educação ambiental, as quais devem se aproveitar de interações das pessoas com o ambiente (Sammarco, 2005; Valenti *et al.*, 2012), tais como por meio de trilhas interpretativas (Menghini et al., 2007), vivências na natureza (Mendonça, 2007) e atividades contemplativas (Marin et al., 2003), visando tornar os cidadãos mais participativos nas questões socioambientais.

No município de Juiz de Fora, na Zona da Mata de Minas Gerais, sudeste do Brasil, a Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF) mantém o Jardim Botânico da UFJF (JB-UFJF), uma área de 82,7ha de fragmento florestal em área urbana, relevante para a flora, fauna, para a manutenção dos serviços ecossistêmicos na região e para atividades de educação ambiental e lazer (Figura 3). O JB-UFJF é um espaço aberto ao

público, dedicado à conservação e preservação da sociobiodiversidade. Sua vegetação faz parte do domínio fitogeográfico da Floresta Atlântica, com fitofisionomia referente à Floresta Estacional Semidecidual Montana e à Floresta Ombrófila Densa. Apresenta-se como uma unidade de paisagem heterogênea, constituída por diversas espécies em diferentes estágios de sucessão ecológica (Fonseca e Carvalho, 2012; Almeida et al., 2018), em diferentes estágios de regeneração, com grande diversidade de espécies epífitas, como *Billbergia horrida* Regel, *Campylocentrum pauloense* (Schltr.) Hoehne e *P. petropolitana* (Silva et al., 2020), esta última considerada a espécie símbolo do JB-UFJF por sua abundância no local.



Figura 3 - Vista interior de parte do Jardim Botânico da UFJF (JB-UFJF), localizado em Juiz de Fora, Minas Gerais (Fotos autorais por Gabriela Oliveira).

A oferta de alimentos em comedouros com frutas e bebedouros com água açucarada para aves em unidades de conservação é permitida pela legislação brasileira, visando facilitar a observação da avifauna pelos visitantes (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade [ICMBio], 2018). Esses equipamentos também se destacam como recursos valiosos em iniciativas de educação ambiental. Apesar dos benefícios potenciais dessa prática em cenários específicos (Orros et al., 2015), há implicações adversas a serem consideradas. Em certas ocasiões, a disponibilidade de comida viabiliza a sobrevivência de diferentes espécies (Thabethe e Downs, 2018) e pode ampliar o seu sucesso reprodutivo (Coetzee et al., 2020, 2021; Shutt et al., 2021). No entanto, existem preocupações relacionadas ao aumento da disseminação de doenças entre aves que compartilham estes equipamentos, ao perigo de predadores próximos aos locais de alimentação (Reed e Bonter, 2018; Robb et al., 2008; Jones, 2011) e às possíveis alterações nas comunidades de aves (Galbraith et al., 2015, 2017), desequilibrando-as ao favorecer populações que utilizam os comedouros (Shutt et al., 2021). Além disso, há

registros que sugerem que suplementações alimentares para aves selvagens podem influenciar padrões migratórios, expectativas de vida e taxas reprodutivas (Greig et al., 2017).

Alguns estudos encontraram que, na presença de bebedouros, houve redução na efetividade da polinização realizada pelos beija-flores (del Coro Arizmendi et al., 2007; Anderson et al., 2011; Avalos et al., 2012), portanto um efeito negativo direto na reprodução das espécies vegetais, principalmente daquelas que produzem poucas flores (McCaffrey e Wethington 2008). Por outro lado, nos Andes, Brockmeyer e Schaefer (2012) registraram que bebedouros aumentaram a visitação de flores por beija-flores e, supostamente, também a polinização das plantas ao seu redor, portanto um efeito positivo na reprodução das plantas. Distinto dos efeitos positivos e negativos descritos acima, Sonne *et al.* (2016) demonstraram a existência de um efeito nulo da presença de bebedouros sobre a quantidade de pólen transportada pelos beija-flores e, conseqüentemente, sobre a polinização das plantas no seu entorno. Neste contexto de resultados divergentes, aparentemente as diferentes comunidades de beija-flores podem responder de modo particular à presença de bebedouros, demandando cautela de gestores de unidades de conservação ao decidirem pela implementação desses atrativos à fauna para fins recreacionais e de educação ambiental.

Nesta introdução, destacamos a grande importância das interações entre beija-flores, plantas e o ambiente, ressaltando seu papel na biodiversidade e funcionalidade dos ecossistemas, especialmente na Floresta Atlântica. Exemplificado pela *P. petropolitana* no Jardim Botânico-UFJF, essas interações desempenham um papel crucial na conservação das espécies. Contudo, a fragilidade desse equilíbrio é evidenciada pelas ameaças da fragmentação florestal, destacando a necessidade das Unidades de Conservação. Nesse contexto, é essencial explorar as implicações das atividades humanas, como o fornecimento de alimentos em comedouros, para compreender os potenciais impactos nas dinâmicas naturais do ambiente. Ao investigarmos essas complexas relações, nosso objetivo é não apenas compreender, mas também preservar a rica biodiversidade sustentada por essas interações.

1.1 Referências

Abrahamczyk, S., & Kessler, M. (2015). Morphological and behavioural adaptations to feed on nectar: how feeding ecology determines the diversity and composition of hummingbird assemblages. *Journal of Ornithology*, *156*, 333-347.

Agostini, K., Lopes, A. V., & Machado, I. C. (2014). Recursos florais. In: A. R. Rech, K. Agostini, P. E., Oliveira & Machado, I. C (Eds.). *Biologia da polinização*. Rio de Janeiro: Editora Projeto Cultural, 130–150.

Almeida, D. S. D. (2016). *Recuperação ambiental da Mata Atlântica*. Editus.

Altshuler, D. L., Princevac, M., Pan, H., & Lozano, J. (2010). Wake patterns of the wings and tail of hovering hummingbirds. *Animal Locomotion*, 273-284.

Anderson, S. H., Kelly, D., Ladley, J. J., Molloy, S., & Terry, J. (2011). Cascading effects of bird functional extinction reduce pollination and plant density. *Science*, *331*(6020), 1068-1071.

Andrade, D. C., & Romeiro, A. R. (2009). Serviços ecossistêmicos e sua importância para o sistema econômico e o bem-estar humano. *Texto para discussão. IE/UNICAMP*, *155*, 1-43.

Araya-Salas, M., Gonzalez-Gomez, P., Wojczulanis-Jakubas, K., López III, V., & Wright, T. F. (2018). Spatial memory is as important as weapon and body size for territorial ownership in a lekking hummingbird. *Scientific Reports*, *8*(1), 2001.

Arroyo-Rodríguez, V., Cavender-Bares, J., Escobar, F., Melo, F. P., Tabarelli, M., & Santos, B. A. (2012). Maintenance of tree phylogenetic diversity in a highly fragmented rain forest. *Journal of Ecology*, *100*(3), 702-711.

Arroyo-Rodríguez, V., Fahrig, L., Tabarelli, M., Watling, J. I., Tischendorf, L., Benchimol, M., & Tschardtke, T. (2020). Designing optimal human-modified landscapes for forest biodiversity conservation. *Ecology letters*, *23*(9), 1404-1420.

Arroyo-Rodríguez, V., Pineda, E., Escobar, F., & Benítez-Malvido, J. (2009). Value of small patches in the conservation of plant-species diversity in highly fragmented rainforest. *Conservation Biology*, *23*(3), 729-739.

Asar, Y., Ho, S. Y., & Sauquet, H. (2022). Early diversifications of angiosperms and their insect pollinators: were they unlinked?. *Trends in Plant Science*.

Avalos, G., Soto, A., & Alfaro, W. (2012). Effect of artificial feeders on pollen loads of the hummingbirds of Cerro de La Muerte, Costa Rica. *Revista de biologia tropical*, *60*(1), 65-73.

Azevedo Costa, C. C., & Oliveira, F. L. (2013). Polinização: serviços ecossistêmicos e o seu uso na agricultura. *Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável*, *8*(3), 1.

Baqi, A., Lim, V. C., Yazid, H., Anwarali Khan, F. A., Lian, C. J., Nelson, B. R. & Kumaran, J. V. (2022). A review of durian plant-bat pollinator interactions. *Journal of*

Plant Interactions, 17(1), 105-126. Bawa, K. S. (1990). Plant-pollinator interactions in tropical rain forests. *Annual review of Ecology and Systematics*, 21(1), 399-422.

Bell-James, J., Loveloc, C. E., & Phelan, A. (2020). Introduction to the special issue on ecosystem services and the law. *University of Queensland Law Journal*, 39(3), 389-390.

Bello, C., Galetti, M., Pizo, M. A., Magnago, L. F. S., Rocha, M. F., Lima et al. (2015). Defaunation affects carbon storage in tropical forests. *Science advances*, 1(11), e1501105.

Bender, I. M., Kissling, W. D., Böhning-Gaese, K., Hensen, I., Kühn, I., Wiegand et al. (2017). Functionally specialised birds respond flexibly to seasonal changes in fruit availability. *Journal of Animal Ecology*, 86(4), 800-811.

Betts, M. G., Wolf, C., Ripple, W. J., Phalan, B., Millers, K. A., Duarte, A., et al. (2017). Global forest loss disproportionately erodes biodiversity in intact landscapes. *Nature*, 547(7664), 441-444.

BFG - The Brazil Flora Group (2018). Brazilian Flora 2020: innovation and collaboration to meet Target 1 of the Global Strategy for Plant Conservation (GSPC). *Rodriguésia* 69: 1513-1527.

Bleiweiss, R. (1998). Origin of hummingbird faunas. *Biological Journal of the Linnean Society*, 65(1), 77-97.

Blüthgen, N., & Klein, A. M. (2011). Functional complementarity and specialisation: the role of biodiversity in plant-pollinator interactions. *Basic and applied ecology*, 12(4), 282-291.

Brasil. Lei Federal nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. *Diário Oficial da União, Brasília, DF*, 13 fev. 1998. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19605.htm. Acesso em: 26/09/2023.

Brasil. Lei nº 14.119, de 13 de janeiro de 2021. Institui a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais; e altera as Leis nºs 8.212, de 24 de julho de 1991, 8.629, de 25 de fevereiro de 1993, e 6.015, de 31 de dezembro de 1973, para adequá-las à nova política. Brasília, DF: Presidência da República, 2021. Disponível em: <http://bit.ly/3mJX2Uj>. Acesso em: 15 mar. 2023.

Breviglieri, C. P. B. & Romero, G. Q. 2017. Terrestrial vertebrate predators drive the structure and functioning of aquatic food webs. *Ecology* 98: 2069–2080.

Brockmeyer, T., & Schaefer, H. M. (2012). Do nectar feeders in Andean nature reserves affect flower visitation by hummingbirds?. *Basic and Applied Ecology*, 13(3), 294-300.

Bromeliaceae in Flora e Funga do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. (2023). Disponível em: <https://floradobrasil.jbrj.gov.br/FB66>. Acesso em: 20 set. 2023

Brown, J. H., & Bowers, M. A. (1985). Community organization in hummingbirds: relationships between morphology and ecology. *The Auk*, 102(2), 251-269.

Cestari, C. (2009). Epiphyte plants use by birds in Brazil. *Oecologia Brasiliensis*. p. 689-712.

Claudino, R. M., Antonini, Y., Martins, C., do Vale Beirão, M., Braga, É. M., & de Azevedo, C. S. (2021). Is bigger always better? Neither body size nor aggressive behavior are good predictors to measure the degree of specialization of hummingbird interaction networks in rocky outcrops. *bioRxiv*, 2021-02

Coetzee, A., Barnard, P., & Pauw, A. (2021). Reliability and quality of artificial nectar feeders for birds in the Cape Floristic Region. *Ostrich*, 92(1). p. 26-31.

Coetzee, A., Spottiswoode, C. N., & Seymour, C. L. (2020). Post-pollination barriers enable coexistence of pollinator-sharing ornithophilous *Erica* species. *Journal of plant research*, 133(6), 873-881.

Collins, B. G., & Paton, D. C. (1989). Consequences of differences in body mass, wing length and leg morphology for nectar-feeding birds. *Australian Journal of Ecology*, 14(3), 269-289.

Cotton, P. A. (1998). Coevolution in an Amazonian hummingbird-plant community. *Ibis*, 140(4), 639-646.

Cox, P. A. (1988). Hydrophilous pollination. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 19(1), 261-279.

Cozien, R. J., van der Niet, T., Johnson, S. D., & Steenhuisen, S. L. (2019). Saurian surprise. *Ecology*, 100(6), 1-4.

Crayn, D. M., Winter, K., Schulte, K., & Smith, J. A. C. (2015). Photosynthetic pathways in Bromeliaceae: phylogenetic and ecological significance of CAM and C3 based on carbon isotope ratios for 1893 species. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 178(2), 169-221.

Cresswell, J. E., Davies, T. W., Patrick, M. A., Russell, F., Pennel, C., Vicot, M., & Lahoubi, M. (2004). Aerodynamics of wind pollination in a zoophilous flower, *Brassica napus*. *Functional Ecology*, 861-866.

Cronk, Q., & Ojeda, I. (2008). Bird-pollinated flowers in an evolutionary and molecular context. *Journal of experimental botany*, 59(4), 715-727.

Cronk, Q., & Ojeda, I. (2008). Bird-pollinated flowers in an evolutionary and molecular context. *Journal of experimental botany*, 59(4), 715-727.

Culley, T. M., Weller, S. G., & Sakai, A. K. (2002). The evolution of wind pollination in angiosperms. *Trends in Ecology & Evolution*, 17(8), 361-369.

Dalsgaard, B., Martín González, A. M., Olesen, J. M., Ollerton, J., Timmermann, A., Andersen, L. H., et al. (2009). Plant-hummingbird interactions in the West Indies: floral specialisation gradients associated with environment and hummingbird size. *Oecologia*, 159, 757-766.

- Dalsgaard, B., Maruyama, P. K., Sonne, J., Hansen, K., Zanata, T. B., Abrahamczyk, S., et al. (2021). The influence of biogeographical and evolutionary histories on morphological trait-matching and resource specialization in mutualistic hummingbird–plant networks. *Functional Ecology*, 35(5), 1120-1133.
- del Coro Arizmendi, M., Constanza, M. S., Lourdes, J., Ivonne, F. M., & Edgar, L. S. (2007). Effect of the presence of nectar feeders on the breeding success of *Salvia mexicana* and *Salvia fulgens* in a suburban park near México City. *Biological Conservation*, 136(1), 155-158.
- Dellinger, A. S., Paun, O., Baar, J., Temsch, E. M., Fernández-Fernández, D., & Schönenberger, J. (2022). Population structure in Neotropical plants: Integrating pollination biology, topography and climatic niches. *Molecular Ecology*, 31(8), 2264-2280.
- Dellinger, A. S., Scheer, L. M., Artuso, S., Fernández-Fernández, D., Sornoza, F., Penneys, D. S., et al. (2019). Bimodal pollination systems in Andean Melastomataceae involving birds, bats, and rodents. *The American Naturalist*, 194(1), 104-116.
- de-Oliveira-Nogueira, C. H., Souza, U. F., Machado, T. M., Figueiredo-de-Andrade, C. A., Mônico, A. T., Sazima, I., & Toledo, L. F. (2023). Between fruits, flowers and nectar: The extraordinary diet of the frog *Xenohyla truncata*. *Food Webs*, 35, e00281.
- Dias, L. D. C. D., Faria, A. P. G. D., Nogueira, M. G. C., Furtado, S. G., Cardoso, P. H., Cabral, A., et al. (2020). Bromeliaceae nos fragmentos de Floresta Atlântica de Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil. *Rodriguésia*, 71.
- Diez, M.J.; Talavera, S. & Garcia-Murillo, P. 1988. Contributions to the palynology of hydrophytic nonentomophilous angiosperms. 1. Studies with LM and SEM. *Candollea*, 43, 147-158.
- Dirzo, R., Young, H. S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N. J., & Collen, B. (2014). Defaunation in the Anthropocene. *Science*, 345(6195), 401-406.
- Dudley, N., & Phillips, A. (2006). *Forests and Protected Areas: Guidance on the use of the IUCN protected area management categories* (Vol. 12). Gland, Switzerland: IUCN.
- Endress, P. K. 1994. *Diversity and evolutionary biology of tropical flowers*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 407.
- Faegri, K., & Van Der Pijl, L. (2013). *Principles of pollination ecology*. Pergamon Press, Oxford, UK, 127.
- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 34(1), 487-515.
- Feinsinger, P., & Chaplin, S. B. (1975). On the relationship between wing disc loading and foraging strategy in hummingbirds. *The American Naturalist*, 109(966), 217-224.
- Fischer, E., Araujo, A. D., & Gonçalves, F. (2014). Polinização por vertebrados. *Biologia da polinização*, 1, 311-326.

- Fleming, T. H., & Muchhala, N. (2008). Nectar-feeding bird and bat niches in two worlds: pantropical comparisons of vertebrate pollination systems. *Journal of Biogeography*, 35(5), 764-780.
- Fleming, T. H., Geiselman, C., & Kress, W. J. (2009). The evolution of bat pollination: a phylogenetic perspective. *Annals of botany*, 104(6), 1017-1043.
- Fleming, T. H., Geiselman, C., & Kress, W. J. (2009). The evolution of bat pollination: a phylogenetic perspective. *Annals of botany*, 104(6), 1017-1043.
- Freeman, C. E., Worthington, R. D., & Jackson, M. S. (1991). Floral nectar sugar compositions of some South and Southeast Asian species. *Biotropica*, 568-574.
- Friedman, J. & Barrett, S.C. 2009. Wind of change: new insights on the ecology and evolution of pollination and mating in wind-pollinated plants. *Annals of Botany*, 103, 1515-1527.
- Gaiarsa, M. P., & Guimaraes Jr, P. R. (2019). Interaction strength promotes robustness against cascading effects in mutualistic networks. *Scientific reports*, 9(1), 676.
- Galbraith, J. A., Beggs, J. R., Jones, D. N., & Stanley, M. C. (2015). Supplementary feeding restructures urban bird communities. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(20), E2648-E2657.
- Galbraith, J. A., Jones, D. N., Beggs, J. R., Parry, K., & Stanley, M. C. (2017). Urban bird feeders dominated by a few species and individuals. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 81.
- Garay, I., & Dias, B. F. (2001). Conservação da biodiversidade em ecossistemas tropicais: avanços conceituais e revisão de novas metodologias de avaliação e monitoramento. *Editora Vozes, Petrópolis*.
- Givnish, T. J., Barfuss, M. H., Van Ee, B., Riina, R., Schulte, K., Horres, R., & Sytsma, K. J. (2014). Adaptive radiation, correlated and contingent evolution, and net species diversification in Bromeliaceae. *Molecular phylogenetics and evolution*, 71, 55-78.
- Gómez-Baggethun, E., De Groot, R., Lomas, P. L., & Montes, C. (2010). The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. *Ecological economics*, 69(6), 1209-1218.
- Göttlinger, T., Schwerdtfeger, M., Tiedge, K., & Lohaus, G. (2019). What do nectarivorous bats like? Nectar composition in Bromeliaceae with special emphasis on bat-pollinated species. *Frontiers in Plant Science*, 10, 205.
- Gouda, E. J., Butcher, D., Gouda, C. S. (continuously updated) *Encyclopaedia of Bromeliads. Version 4*. Available from: <http://bromeliad.nl/encyclopedia/>
- Greig, E. I., Wood, E. M., & Bonter, D. N. (2017). Winter range expansion of a hummingbird is associated with urbanization and supplementary feeding. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 284(1852), 20170256.

Griz, L. M. S., & Machado, I. C. S. (2001). Fruiting phenology and seed dispersal syndromes in caatinga, a tropical dry forest in the northeast of Brazil. *Journal of tropical Ecology*, 17(2), 303-321.

Haque, M. N., Cheng, B., Tobalske, B. W., & Luo, H. (2023). Hummingbirds use wing inertial effects to improve manoeuvrability. *Journal of the Royal Society Interface*, 20(207), 20230229.

Harvey, E., Gounand, I., Ward, C. L., & Altermatt, F. (2017). Bridging ecology and conservation: from ecological networks to ecosystem function. *Journal of Applied Ecology*, 54(2), 371-379.

Instituto brasileiro de geografia e estatística– IBGE (2012). Manual técnico da vegetação brasileira: sistema fitogeográfico, inventário das formações florestais e campestres, técnicas e manejo de coleções botânicas, procedimentos para mapeamentos. Rio de Janeiro: IBGE- Diretoria de Geociências. 271p.

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. (2018). Instrução Normativa nº 14/2018/GABIN/ICMBIO, de 10 de outubro de 2018. Recuperado de https://www.gov.br/icmbio/pt-br/aceso-a-informacao/legislacao/instrucoes-normativas/arquivos/intrucao_normativa_14_2018.pdf

Johnson, S. D., & Nicolson, S. W. (2008). Evolutionary associations between nectar properties and specificity in bird pollination systems. *Biology letters*, 4(1), 49-52.

Jones, D. (2011). An appetite for connection: why we need to understand the effect and value of feeding wild birds. *Emu*, 111(2), i-vii.

Jorge, J. S., Sales, R. F., Santos, R. L., & Freire, E. M. (2020). Living among thorns: herpetofaunal community (Anura and Squamata) associated to the rupicolous bromeliad *Encholirium spectabile* (Pitcairnioideae) in the Brazilian semi-arid Caatinga. *Zoologia (Curitiba)*, 37.

Kessler, M., Abrahamczyk, S., & Krömer, T. (2020). The role of hummingbirds in the evolution and diversification of Bromeliaceae: unsupported claims and untested hypotheses. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 192(4), 592-608.

Klumpers, S. G., Stang, M., & Klinkhamer, P. G. (2019). Foraging efficiency and size matching in a plant–pollinator community: the importance of sugar content and tongue length. *Ecology letters*, 22(3), 469-479.

Landsberg, F., Stickler, M., Henninger, N., & Treweek, J. (2013). Weaving ecosystem services into impact assessment.

Las-Casas, F. M. G., Azevedo Júnior, S. M., & Dias Filho, M. M. (2012). A comunidade de beija-flores (Aves: Trochilidae) e a assembleia de flores em uma área de Caatinga. *Brazilian Journal of Biology*, 72, 51-58..

Linhart, Y. B. (1973). Ecological and behavioral determinants of pollen dispersal in hummingbird-pollinated *Heliconia*. *The American Naturalist*, 107(956), 511-523.

Machado, C. G. (2009). Beija-flores (Aves: Trochilidae) e seus recursos florais em uma área de caatinga da Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. *Zoologia (Curitiba)*, 26, 255-265.

Maglianesi, M. A., Blüthgen, N., Böhning-Gaese, K., & Schleuning, M. (2014). Morphological traits determine specialization and resource use in plant–hummingbird networks in the neotropics. *Ecology*, 95(12), 3325-3334.

Maglianesi, M. A., Böhning-Gaese, K., & Schleuning, M. (2015). Different foraging preferences of hummingbirds on artificial and natural flowers reveal mechanisms structuring plant–pollinator interactions. *Journal of Animal Ecology*, 84(3), 655-664.

Marin, A. A., Torres Oliveira, H., & Comar, V. (2003). A educação ambiental num contexto de complexidade do campo teórico da percepção. *Interciência*, 28(10), 616-619.

Márquez-Luna, U., Lara, C., Corcuera, P., & Valverde, P. L. (2019). Factors affecting the dominance hierarchy dynamics in a hummingbird assemblage. *Current Zoology*, 65(3), 261-268.

Maruyama, P. K., Vizentin-Bugoni, J., Oliveira, G. M., Oliveira, P. E., & Dalsgaard, B. (2014). Morphological and spatio-temporal mismatches shape a neotropical savanna plant-hummingbird network. *Biotropica*, 46(6), 740-747.

Maués, M. M (2014). Economia e polinização: custos, ameaças e alternativas. In: A. R. Rech, K. Agostini, P. E., Oliveira & Machado, I. C (Eds.). *Biologia dapolinização*. Rio de Janeiro: Editora Projeto Cultural, p. 461-481.

McCaffrey, R. E., & Wethington, S. M. (2008). How the presence of feeders affects the use of local floral resources by hummingbirds: A case study from southern Arizona. *The condor*, 110(4), 786-791.

McCallum, K. P., McDougall, F. O., & Seymour, R. S. (2013). A review of the energetics of pollination biology. *Journal of Comparative Physiology B*, 183, 867-876.

McGuire, J. A., Witt, C. C., Altshuler, D. L., & Remsen, J. V. (2007). Phylogenetic systematics and biogeography of hummingbirds: Bayesian and maximum likelihood analyses of partitioned data and selection of an appropriate partitioning strategy. *Systematic biology*, 56(5), 837-856.

McGuire, J. A., Witt, C. C., Remsen, J. V., Corl, A., Rabosky, D. L., Altshuler, D. L., & Dudley, R. (2014). Molecular phylogenetics and the diversification of hummingbirds. *Current Biology*, 24(8), 910-916.

Mendonça, L. B., & Anjos, L. D. (2005). Beija-flores (Aves, Trochilidae) e seus recursos florais em uma área urbana do Sul do Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 22, 51-59.

Mendonça, R. (2007) Educação ambiental vivencial. *Encontros e Caminhos: formação de educadoras (es) ambientais e coletivos educadores*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, v. 2, p. 118-129.

- Menghini, F. B., Moya-Neto, J., Guerra, A. F. S. (2007). Interpretação ambiental. FERRARO-JUNIOR, LA *Encontros e caminhos: formação de educadoras(es) ambientais e coletivos educadores*. Brasília: MMA, v. 2, p. 209-218.
- Millennium Ecosystem Assessment Board [MA]. (2005). Ecosystems and human well-being: Synthesis. Washington, DC: Island Press. p. 1-15
- Morello, J., & Pengue, W. (2000). Economía ecológica y biodiversidad: un enfoque desde el sur. *Realidad económica*, 173, 149-154.
- Mougi, A., & Kondoh, M. (2012). Diversity of interaction types and ecological community stability. *Science*, 337(6092), 349-351.
- Muschett, G., & Fontúrbel, F. E. (2022). A comprehensive catalogue of plant-pollinator interactions for Chile. *Scientific Data*, 9(1), 78.
- National Research Council. (2012). *A framework for K-12 science education: Practices, crosscutting concepts, and core ideas*. National Academies Press.
- Newstrom, L. E., Frankie, G. W., & Baker, H. G. (1994). A new classification for plant phenology based on flowering patterns in lowland tropical rain forest trees at La Selva, Costa Rica. *Biotropica*,
- Niklas, K.J. 1992. *Plant Biomechanics: An Engineering Approach to Plant Form and Function*. Chicago, University of Chicago Press, 607.
- Nordi, N., Thé, A. P. G., Mourão, J. S., Madi, E., Cavallini, M., & Montenegro, S. (2001). Etnoecologia, educação ambiental e desenvolvimento sustentável. *A contribuição da educação ambiental à esperança de Pandora*. São Carlos: RIMA, 133-144.
- Obeso, J. R. (2002). The costs of reproduction in plants. *New phytologist*, 155(3), 321-348.
- Odum, E.P. & Barret, G.W. 2008. *Fundamentos de ecologia*. São Paulo, Cengage Learning.
- Oliveira, H. T. (2004). diversidade, sustentabilidade e solidariedade: conceitos centrais para a formação de educadores ambientais. *SEMINÁRIO DE LA APEC*, 9, 57-62.
- Ollerton, J., Liede-Schumann, S., Endress, M. E., Meve, U., Rech, A. R., Shuttleworth, A., et al. (2019). The diversity and evolution of pollination systems in large plant clades: Apocynaceae as a case study. *Annals of Botany*, 123(2), 311-325.
- Ollerton, J., Winfree, R., & Tarrant, S. (2011). How many flowering plants are pollinated by animals?. *Oikos*, 120(3), 321-326.
- Ornelas, J. F., Ordano, M., De-Nova, A. J., Quintero, M. E., & Garland Jr, T. (2007). Phylogenetic analysis of interspecific variation in nectar of hummingbird-visited plants. *Journal of evolutionary biology*, 20(5), 1904-1917.

Orros, M. E., Thomas, R. L., Holloway, G. J., & Fellowes, M. D. (2015). Supplementary feeding of wild birds indirectly affects ground beetle populations in suburban gardens. *Urban ecosystems*, *18*, 465-475.

Pastor, J. F., Muchlinski, M. N., Potau, J. M., Casado, A., García-Mesa, Y., Vega, J. A., & Cabo, R. (2021). The tongue in three species of lemurs: Flower and nectar feeding adaptations. *Animals*, *11*(10), 2811.

Phillips, R. D., Peakall, R., van der Niet, T., & Johnson, S. D. (2020). Niche perspectives on plant–pollinator interactions. *Trends in Plant Science*, *25*(8), 779-793.

Piacentini, V. Q., & Varassin, I. G. (2007). Interaction network and the relationships between bromeliads and hummingbirds in an area of secondary Atlantic rain forest in southern Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, *23*(6), 663-671.

Pinheiro, F. (2014). Polinização por engodo. In: A. R. Rech, K. Agostini, P. E., Oliveira & Machado, I. C (Eds.). *Biologia dapolinização*. Rio de Janeiro: Editora Projeto Cultural, 327–341.

Porto, R. G., de Almeida, R. F., Cruz-Neto, O., Tabarelli, M., Viana, B. F., Peres, C. A., et al. (2020). Pollination ecosystem services: A comprehensive review of economic values, research funding and policy actions. *Food Security*, *12*(6), 1425-1442.

Primack, R. B., Rodrigues, E. *Biologia da conservação*. Londrina, (2001). 328p.

Pyke, G. H. (1980). The foraging behaviour of Australian honeyeaters: a review and some comparisons with hummingbirds. *Australian Journal of Ecology*, *5*(4), 343-369.

Pyke, G. H. (1991). What does it cost a plant to produce floral nectar?. *Nature*, *350*(6313), 58-59.

Ramos, G. J. P., de Mattos Bicudo, C. E., & do Nascimento Moura, C. W. (2017). Algae in phytotelmata from Caatinga: first record of the genus *Rhopalosolen* Fott (Chlorophyta) for Brazil. *Check List*, *13*(5), 403-410.

Rech, A. R., Bergamo, P. J. & Figueiredo, R. A. (2014). Polinização abiótica. In: A. R. Rech, K. Agostini, P. E., Oliveira & Machado, I. C (Eds.). *Biologia dapolinização*. Rio de Janeiro: Editora Projeto Cultural, 183–204.

Reed, J. H., & Bonter, D. N. (2018). Supplementing non-target taxa: bird feeding alters the local distribution of mammals. *Ecological Applications*, *28*(3), 761-770.

Renner, S. S., & Ricklefs, R. E. (1995). Dioecy and its correlates in the flowering plants. *American journal of botany*, *82*(5), 596-606.

Rico-Guevara, A., & Rubega, M. A. (2011). The hummingbird tongue is a fluid trap, not a capillary tube. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *108*(23), 9356-9360.

Ripple, W. J., & Beschta, R. L. (2012). Trophic cascades in Yellowstone: the first 15 years after wolf reintroduction. *Biological Conservation*, *145*(1), 205-213.

- Robb, G. N., McDonald, R. A., Chamberlain, D. E., & Bearhop, S. (2008). Food for thought: supplementary feeding as a driver of ecological change in avian populations. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(9), 476-484.
- Ruppert, J., & Duncan, R. G. (2017). Defining and characterizing ecosystem services for education: A Delphi study. *Journal of Research in Science Teaching*, 54(6), 737-763.
- Sammarco, Y. M. (2005). Percepções sócio-ambientais em unidades de conservação: o Jardim de Lillith?
- Santos, B. A., Peres, C. A., Oliveira, M. A., Grillo, A., Alves-Costa, C. P., & Tabarelli, M. (2008). Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil. *Biological conservation*, 141(1), 249-260.
- Sazima, M., Buzato, S., & Sazima, I. (1995). Polinização de *Vriesea* por morcegos no sudeste brasileiro. *Bromélia*, 2(4), 29-37.
- Schiestl, F. P., & Johnson, S. D. (2013). Pollinator-mediated evolution of floral signals. *Trends in ecology & evolution*, 28(5), 307-315.
- Schuchmann, K. L. (1999). Family Trochilidae (Hummingbirds) In: del Hoyo J., Elliott A., & Sargatal J. (Eds), Handbook of the Birds of the World.
- Shutt, J. D., Trivedi, U. H., & Nicholls, J. A. (2021). Faecal metabarcoding reveals pervasive long-distance impacts of garden bird feeding. *Proceedings of the Royal Society B*, 288(1951), 20210480.
- Silva, C. N., Salimena, F. R. G., Carvalho, F. A., Neto, L. M., Ribeiro, J. H. C., Fonseca, C. R., et al. (2020). Flora fanerogâmica do Jardim Botânico da Universidade Federal de Juiz de Fora, Minas Gerais, Brasil. *Rodriguésia*, 71, e04312017.
- Sonne, J., Kyvsgaard, P., Maruyama, P. K., Vizenin-Bugoni, J., Ollerton, J., Sazima, M., et al. B. (2016). Spatial effects of artificial feeders on hummingbird abundance, floral visitation and pollen deposition. *Journal of Ornithology*, 157, 573-581.
- Sonne, J., Vizenin-Bugoni, J., Maruyama, P. K., Araujo, A. C., Chávez-González, E., Coelho, A. G., et al. (2020). Ecological mechanisms explaining interactions within plant-hummingbird networks: morphological matching increases towards lower latitudes. *Proceedings of the Royal Society B*, 287(1922), 20192873.
- Stanton, M., & Young, H. J. (1994). Selecting for floral character associations in wild radish, *Raphanus sativus* L. *Journal of Evolutionary Biology*, 7(3), 271-285.
- Steffan-Dewenter, I., Potts, S. G., & Packer, L. (2005). Pollinator diversity and crop pollination services are at risk. *Trends in ecology & evolution*, 20(12), 651-652.
- Stephens, R. E., Gallagher, R. V., Dun, L., Cornwell, W., & Sauquet, H. (2023). Insect pollination for most of angiosperm evolutionary history. *New Phytologist*.
- Stiles, F. G. (1978). Ecological and evolutionary implications of bird pollination. *American Zoologist*, 18(4), 715-727.

- Stiles, F. G. (1981). Geographical aspects of bird-flower coevolution, with particular reference to Central America. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 323-351.
- Stiles, F. G. (2004). Phylogenetic constraints upon morphological and ecological adaptation in hummingbirds (Trochilidae): why are there no hermits in the paramo. *Ornitologia Neotropical*, 15(Supplement 2), 191-198.
- Stiles, F. G., & Freeman, C. E. (1993). Patterns in floral nectar characteristics of some bird-visited plant species from Costa Rica. *Biotropica*, 191-205.
- Sussman, R. W., & Raven, P. H. (1978). Pollination by lemurs and marsupials: an archaic coevolutionary system. *Science*, 200(4343), 731-736.
- Sutter, J., Martínez A, W. E., Oliva T, F., Oswaldo J, N., & Whitacre, D. F. (2001). Diet and hunting behavior of the crane hawk in Tikal National Park, Guatemala. *The Condor*, 103(1), 70-77.
- Tagliati, M. C., de Oliveira, H. C., & de Faria, A. P. G. (2018). Fenologia reprodutiva, recursos florais e polinização de espécies de bromeliaceae em um remanescente urbano de Floresta Atlântica do sudeste brasileiro. *Diversidade e Gestão*, 2(2), 139-150.
- Temeles, E. J., & Kress, W. J. (2003). Adaptation in a plant-hummingbird association. *Science*, 300(5619), 630-633.
- Temeles, E. J., Miller, J. S., & Rifkin, J. L. (2010). Evolution of sexual dimorphism in bill size and shape of hermit hummingbirds (Phaethornithinae): a role for ecological causation. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 365(1543), 1053-1063.
- Thabethe, V., & Downs, C. T. (2018). Citizen science reveals widespread supplementary feeding of African woolly-necked storks in suburban areas of KwaZulu-Natal, South Africa. *Urban Ecosystems*, 21, 965-973.
- Thompson, J. N. (2019). *The geographic mosaic of coevolution*. University of Chicago Press.
- Tollefson, J. (2019). One million species face extinction. *Nature*, 569(7755), 171.
- Valenti, M. W., Oliveira, H. T. D., Dodonov, P., & Silva, M. M. (2012). Educação ambiental em unidades de conservação: políticas públicas e a prática educativa. *Educação em Revista*, 28, 267-288.
- Valiente-Banuet, A., Aizen, M. A., Alcántara, J. M., Arroyo, J., Cocucci, A., Galetti, M., et al. (2015). Beyond species loss: the extinction of ecological interactions in a changing world. *Functional Ecology*, 29(3), 299-307.
- Varassin, I. G., & Amaral-Neto, L. P. (2014). Atrativos. In: A. R. Rech, K. Agostini, P. E., Oliveira & Machado, I. C (Eds.). *Biologia da polinização*. Rio de Janeiro: Editora Projeto Cultural, 151–168

- Vázquez, D. P., Lomáscolo, S. B., Maldonado, M. B., Chacoff, N. P., Dorado, J., Stevani, E. L., et al. (2012). The strength of plant–pollinator interactions. *Ecology*, *93*(4), 719–725.
- Viana, B. F., Lopes, A. V., Pigozzo, C. M., Boscolo, D., Mariano Neto, E., Lopes, L. E., et al. (2012). A polinização no contexto da paisagem: o que de fato sabemos e o que precisamos saber. *Polinizadores no Brasil-contribuição e perspectivas para a biodiversidade, uso sustentável, conservação e serviços ambientais*, 67-102.
- Vizentin-Bugoni, J., Maruyama, P. K., & Sazima, M. (2014). Processes entangling interactions in communities: forbidden links are more important than abundance in a hummingbird–plant network. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, *281*(1780), 20132397.
- Warrick, D. R., Tobalske, B. W., & Powers, D. R. (2005). Aerodynamics of the hovering hummingbird. *Nature*, *435*(7045), 1094-1097.
- Warrick, D. R., Tobalske, B. W., & Powers, D. R. (2009). Lift production in the hovering hummingbird. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, *276*(1674), 3747-3752.
- Weinstein, B. G., & Graham, C. H. (2017). Persistent bill and corolla matching despite shifting temporal resources in tropical hummingbird-plant interactions. *Ecology letters*, *20*(3), 326-335.
- Wessinger, C. A. (2021). From pollen dispersal to plant diversification: genetic consequences of pollination mode. *New Phytologist*, *229*(6), 3125-3132.
- Westerkamp, C. (2004). Flores e abelhas na disputa. *Ciência hoje*, *34*(203), 66-68.
- Willmer, P. (2011). *Pollination and floral ecology*. Princeton University Press.
- Winfree, R. (2010). The conservation and restoration of wild bees. *Annals of the New York academy of sciences*, *1195*(1), 169-197.
- Wolf, M., Ortega-Jimenez, V. M., & Dudley, R. (2013). Structure of the vortex wake in hovering Anna's hummingbirds (*Calypte anna*). *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, *280*(1773), 20132391.
- Wolowski, M., Carvalheiro, L. G., & Freitas, L. (2017). Influence of plant–pollinator interactions on the assembly of plant and hummingbird communities. *Journal of Ecology*, *105*(2), 332-344.
- Young, H. S., McCauley, D. J., Galetti, M., & Dirzo, R. (2016). Patterns, causes, and consequences of anthropocene defaunation. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, *47*, 333-358.
- Zanata, T. B., Dalsgaard, B. O., Passos, F. C., Cotton, P. A., Roper, J. J., Maruyama, P. K., et al. (2017). Global patterns of interaction specialization in bird–flower networks. *Journal of Biogeography*, *44*(8), 1891-1910.

Zotz, G., Weigelt, P., Kessler, M., Kreft, H., & Taylor, A. (2021). EpiList 1.0: a global checklist of vascular epiphytes. *Ecology*, *102*(6), e03326.

2 O IMPACTO DE BEBEDOUROS NA DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL E VISITAÇÃO DE FLORES POR BEIJA-FLORES

2.1 Introdução

A ornitofilia predomina como síndrome de polinização na família Bromeliaceae, sendo os beija-flores os principais responsáveis por esse processo. Em certas áreas da Floresta Atlântica do sudeste brasileiro, as bromélias chegam a representar mais de 30% dos recursos alimentares utilizados por essas aves (Sazima et al., 1995; Tagliati et al., 2018). O Brasil abriga cerca de 10 gêneros e 806 espécies de Bromeliaceae endêmicas da Floresta Atlântica (Flora e Funga do Brasil, 2023). *Portea petropolitana* (Wawra) Mez (Figura 4) é um dos exemplos de bromélia endêmica dos fragmentos de Floresta Atlântica, um dos biomas que vêm sofrendo com as ações antrópicas, marcado pelo processo de fragmentação florestal (Almeida, 2016), o qual impacta na estrutura das florestas e na composição das espécies (Arroyo-Rodríguez et al., 2020).



Figura 4: *Portea petropolitana* (Bromeliaceae) no início da floração, evidenciando sua coloração marcante e atrativa a beija-flores. (Foto: Gabriela Oliveira).

A conservação dos fragmentos florestais remanescentes é fundamental para a manutenção da estrutura dos ecossistemas, biomas e dos serviços ecossistêmicos que prestam (Joly et al., 2014), como a polinização de culturas comerciais, serviço ao qual se associa um valor econômico anual que pode variar entre de US\$195 a aproximadamente US\$387 bilhões (sensu Porto et al., 2020). Além disso, as comunidades ecológicas são intrinsicamente conectadas, de modo que quaisquer desordens, especialmente os impactos antrópicos, podem se propagar em cascata pelo sistema e causar perda de biodiversidade (Young et al. 2016; Gaiarsa, 2019). Assim, é essencial consciência dos impactos antrópicos e de estratégias efetivas de conservação e educação ambiental que permitam manter as espécies, suas interações ecológicas e os serviços ecossistêmicos como um todo (Mccann, 2007; Dirzo et al., 2014). Uma das estratégias de conservação ambiental é a delimitação de áreas denominadas como Unidades de Conservação (UC), com características específicas de elementos naturais (e.g., flora, fauna, rios) que precisam coexistir para haver equilíbrio na natureza (Dudley e Phillips, 2006; Primack e Rodrigues, 2001). Esses locais são propícios para tornar os cidadãos mais participativos nas questões socioambientais por meio de ações de educação ambiental que aproveitem a interação das pessoas com o ambiente (Sammarco, 2005; Valenti et al., 2012), tais como em trilhas interpretativas (Menghini et al., 2007), por vivências na natureza (Mendonça, 2007) e em atividades contemplativas (Marin et al., 2003).

Comedouros com frutas e bebedouros com água açucarada para aves são rotineiramente utilizados para facilitar a observação de aves, portanto que aproximam as aves das pessoas. Por esta razão, considerando seu valor em ações de educação ambiental o uso destes equipamentos é permitido por lei em UC (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade [ICMBio], 2018). Ao proporcionar uma oferta adicional de alimentos à avifauna, comedouros e bebedouros podem viabilizar a sobrevivência e conservação de espécies (Thabethe e Downs, 2018) ou até mesmo ampliar seu sucesso reprodutivo (Coetzee et al., 2020, 2021; Shutt et al., 2021). No entanto, existem preocupações relacionadas ao aumento da disseminação de doenças entre aves que compartilham estes equipamentos, ao perigo de predadores próximos aos locais de alimentação (Reed e Bonter, 2018; Robb et al., 2008; Jones, 2011) e às possíveis alterações nas comunidades de aves (Galbraith et al., 2015, 2017), desequilibrando-as ao favorecer populações que utilizam os comedouros (Shutt et al., 2021). Além disso, há registros que sugerem que suplementações alimentares para aves selvagens podem

influenciar padrões migratórios, expectativas de vida e taxas reprodutivas (Greig et al., 2017).

Um ponto ainda aparentemente sem consenso na literatura é se bebedouros impactam o processo de polinização efetuado por aves nectarívora. Na presença de bebedouros, alguns estudos encontraram redução na efetividade da polinização realizada por beija-flores (del Coro Arizmendi et al., 2007; Anderson et al., 2011; Avalos et al., 2012), com impacto mais marcado em espécies vegetais que produzem poucas flores (McCaffrey *et al.*, 2008). Por outro lado, Brockmeyer e Schaefer (2012) registraram que bebedouros aumentaram a visitação de flores por beija-flores no Andes, com potencial impacto positivo na polinização das plantas ao seu redor. Neste gradiente de impacto positivo e negativo de bebedouros sobre a polinização, Sonne et al. (2016) demonstraram ausência de impacto de bebedouros sobre a quantidade de pólen transportada pelos beija-flores e, conseqüentemente, sobre a polinização das plantas no seu entorno. Portanto, é possível que existam respostas particulares de cada comunidade de beija-flores à presença de bebedouros, demandando cautela de gestores de UC ao decidirem pela implementação desses atrativos à fauna para fins recreacionais e de educação ambiental.

2.2 Objetivos

Considerando o potencial de bebedouros para educação ambiental e recreação associadas a observação de beija-flores, objetivamos quantificar a influência de bebedouros sobre a distribuição espacial e o comportamento de visitação de flores por beija-flores em uma UC no sudeste do Brasil, adicionando mais uma comunidade à ainda restrita lista de estudos existentes sobre esta perspectiva. Especificamente, a pesquisa (i) avaliou se, e como, a presença de bebedouros afetou a visitação por beija-flores em flores de *P. petropolitana* (Bromeliaceae) e (ii) avaliou se os bebedouros afetaram a diversidade e a distribuição espacial das visitas de beija-flores em flores dessa bromélia.

2.3 Métodos

O estudo foi realizado em trilhas de visitação pré-existentes no Jardim Botânico da Universidade Federal de Juiz de Fora (JB-UFJF; Figura 5), um fragmento urbano de Floresta Atlântica no sudeste do Brasil (21°34' 22°05'S e 43°09' 43°45'W). O JB-UFJF é recoberto por Floresta Estacional Semidecidual Montana (IBGE, 2012) em estágios médios a avançados de regeneração (Fontes et al., 2008). Os dados foram coletados em observações de visitação por beija-flores em bebedouros, em contraste às visitações em

flores de *P. petropolitana*. Uma amostragem-piloto de quinze dias (~30h de esforço) foi realizada para delinear o protocolo de amostragens do estudo. Para medir o efeito dos bebedouros em escala espacial, foram marcados quatro pontos iniciais, a partir dos quais foram definidos quatro transectos com pontos de observação a cada 35m (i.e., 35m, 70m e 105m; Figura 5). Cada transecto foi estabelecido ao longo das trilhas de visitação e distantes pelo menos 150m entre si, assegurando independência das observações (e.g. Sonne et al., 2016). O estudo foi dividido em uma fase controle (sem bebedouro) e uma experimental (com bebedouro). Para as amostras controle, foram registradas as visitas de beija-flores a inflorescências de indivíduos *P. petropolitana* estabelecidos no subbosque em cada um dos 16 pontos amostrais (Figura 6). Uma inflorescência com flores em antese foi observada em cada ponto amostral, em duas sessões de três horas realizadas em dias não-chuvosos e entre 05:30h e 18:00h. Em todos os casos foram selecionadas como focais as inflorescências mais próximas ($\pm 5m$) do ponto amostral e em cada sessão foram registrados o número de visitas por beija-flores à inflorescência de *P. petropolitana* e a espécie de cada visitante.



Figura 5. Esquema com a delimitação do Jardim Botânico da Universidade Federal de Juiz de Fora e das quatro transeções (A-D) estabelecidas ao longo de trilhas de visitação pré-existentes.

Na fase experimental, um bebedouro contendo solução açucarada (~25% g/g; 300mL cada) foi instalado no subbosque no ponto inicial de cada transecto, distante ± 5 m de qualquer outra inflorescência de *P. petropolitana* e em altura variando entre 1,8 m e 8,0 m em relação ao solo. Seguindo o mesmo protocolo de observação da fase controle, nesta fase registramos também as visitas de beija-flores aos bebedouros (pontos iniciais), além das visitas à inflorescência de *P. petropolitana* situadas nos pontos 35m, 70m e 105m. Consideramos como uma visita a um bebedouro ou inflorescência cada evento em que um indivíduo de beija-flor inseriu seu bico na abertura do equipamento ou na corola da flor, independentemente de ter ingerido algum líquido. Os bebedouros foram reabastecidos a cada 48h, após serem sanitizados com solução de hipoclorito de sódio 2% e lavados com água potável em abundância. Este procedimento foi realizado pelo menos uma hora antes do início das observações. As duas sessões de observação realizadas em cada ponto, em cada fase (*i.e.*, controle e experimento), foram feitas em ordem aleatória, com intervalo de 9 ± 8 dias (média \pm DP) entre elas.

Análise dos dados. Para alcançar os objetivos do estudo, foram realizadas análises descritivas, incluindo a descrição comparativa da diversidade de nectarívoros em cada fase do estudo pelo cálculo do índice de Shannon (H' ; Krebs, 1999). Os dados de visitação foram analisados em quatro etapas. Na primeira, foi usado um modelo linear misto (LMM) considerando pontos aninhados dentro de transectos como intercepto aleatório. O número de visitas de beija-flores às flores e bebedouros (média \pm DP: 12.7 ± 30.9 visitas; mínimo: 1; mediana: 3.5; máximo: 231) foi log-transformada para reduzir o efeito de valores extremos e aprimorar o ajuste do modelo. As variáveis preditoras consideradas foram as interações entre o tratamento e o dia da observação e entre o tratamento e o ponto focal. Ambas as interações foram não-significativas ($\beta_{\text{tratamento:dia}}=0.81 \pm 0.41$, $t=1.95$, $p=0.06$; $\beta_{\text{tratamento:ponto}}=-0.41 \pm 0.23$, $t=-1.76$, $p=0.09$), portanto o modelo analisado para esta resposta considerou apenas o efeito principal das três preditoras.

A segunda análise foi proposta para avaliar exclusivamente o efeito dos bebedouros sobre as visitas em flores de *P. petropolitana*. Para tanto, repetimos a estrutura do modelo anterior, excluindo das análises os registros no ponto inicial de cada transecto, ou seja, excluindo o possível efeito pontual dos bebedouros nas frequências gerais de visitas registradas em cada transecto (*i.e.*, modelo truncado no ponto inicial). No terceiro modelo, a log-diversidade de espécies em cada ponto de observação foi utilizada como variável resposta em função da interação entre o tratamento e o ponto

focal. Essa interação não foi significativa ($\beta = -0.20 \pm 0.19$; $t = -1.09$; $p = 0.34$), sendo excluída do modelo final, que considerou apenas o efeito principal das duas preditoras. Por fim, repetimos a estrutura do modelo anterior para o quarto modelo, i.e. truncado no ponto inicial dos transectos, que nos permitiu avaliar exclusivamente o potencial efeito dos bebedouros sobre a diversidade de beija-flores visitantes nas flores de *P. petropolitana* (i.e., nos pontos situados a 35, 70 e 105m do ponto inicial de cada transecto). Em todos os LMM, a colinearidade entre preditoras foi avaliada pelo fator de inflação das variâncias (VIF) considerando um valor de corte de 3 e o ajuste dos modelos verificado graficamente (e.g., homogeneidade das variâncias, normalidades dos resíduos e presença de valores extremos e influentes) pela função *check_model* do pacote *performance* (Lüdtke et al., 2021). Todas as análises foram realizadas em ambiente R v. 4.1.0 (R Core Team et al., 2016), considerando um valor de significância (α) de 0.05 e utilizando o pacote *nlme* (Pinheiro et al., 2021). Os gráficos foram produzidos utilizando os pacotes *ggplot2* (Wickham, 2016) e *cowplot* (Wilke, 2020).



Figura 6: Detalhes dos quatro pontos focais amostrais (0, 35, 70 e 105m) estabelecidos ao longo das quatro transecções (A-D) no Jardim Botânico da Universidade Federal de Juiz de Fora.

2.4 Resultados

Entre 31 de agosto e 19 de novembro de 2022, foram realizadas 96h de observações em cada tratamento, totalizando 192h de esforços distribuídos em 44 dias na fase controle e 34 na fase experimental. Ao todo, foram registradas 929 visitas de beija-flores, sendo 151 na fase controle (i.e. exclusivamente em flores de *P. petropolitana*) e 767 na experimental (i.e. em flores de *P. petropolitana* ou em bebedouros). A riqueza de beija-flores visitantes foi composta por seis espécies: *Chionomesa fimbriata* (beija-flor-de-garganta-verde), *C. lactea* (beija-flor-de-peito-azul), *Eupetomena macroura* (beija-flor-tesoura), *Florisuga fusca* (beija-flor-preto), *Phaethornis pretrei* (rabo-branco-acanelado) e *Thalurania glaucopis* (beija-flor-de-fronte-violeta).

Na fase controle, algumas espécies foram registradas em todos os transectos: *C. lactea*, *P. pretrei* e *T. glaucopis*, sendo a última a visitante mais frequente (Figura 7). Uma particularidade notável nessa fase se relaciona à presença de *E. macroura* em todos, exceto um (C), dos transectos. No contraponto, *F. fusca* e *C. fimbriata* foram registradas apenas em um transecto, respectivamente B e A (Figura 7).

Na fase experimental, foi observada uma maior diversidade de visitantes em todos os pontos de observação em comparação ao controle ($H'_{\text{controle}} = 0,80 \pm 0,32$; $H'_{\text{experimental}} = 1,37 \pm 0,13$). Nessa fase, as visitas de *E. macroura* tiveram um aumento considerável em todos os transectos, sendo está uma das espécies mais registradas, seguida por *T. glaucopis* (Figura 7A). Por outro lado, *C. fimbriata* foi observada somente no transecto B e, diferente da fase anterior, *F. fusca* foi registrada em todos os pontos (Figura 7B), em maior proporção no transecto C, se destacando como uma das espécies visitantes mais frequentes, junto com *T. glaucopis* (Figura 7B). Todas as seis espécies observadas foram registradas tanto na fase controle quanto na experimental. *Eupetomena macroura*, *F. fusca*, *P. pretrei* aumentaram suas porcentagens de visitas na fase experimental em relação à controle, enquanto *T. glaucopis* reduziu a porcentagem de visitas registradas em todos os transectos (Figura 7).

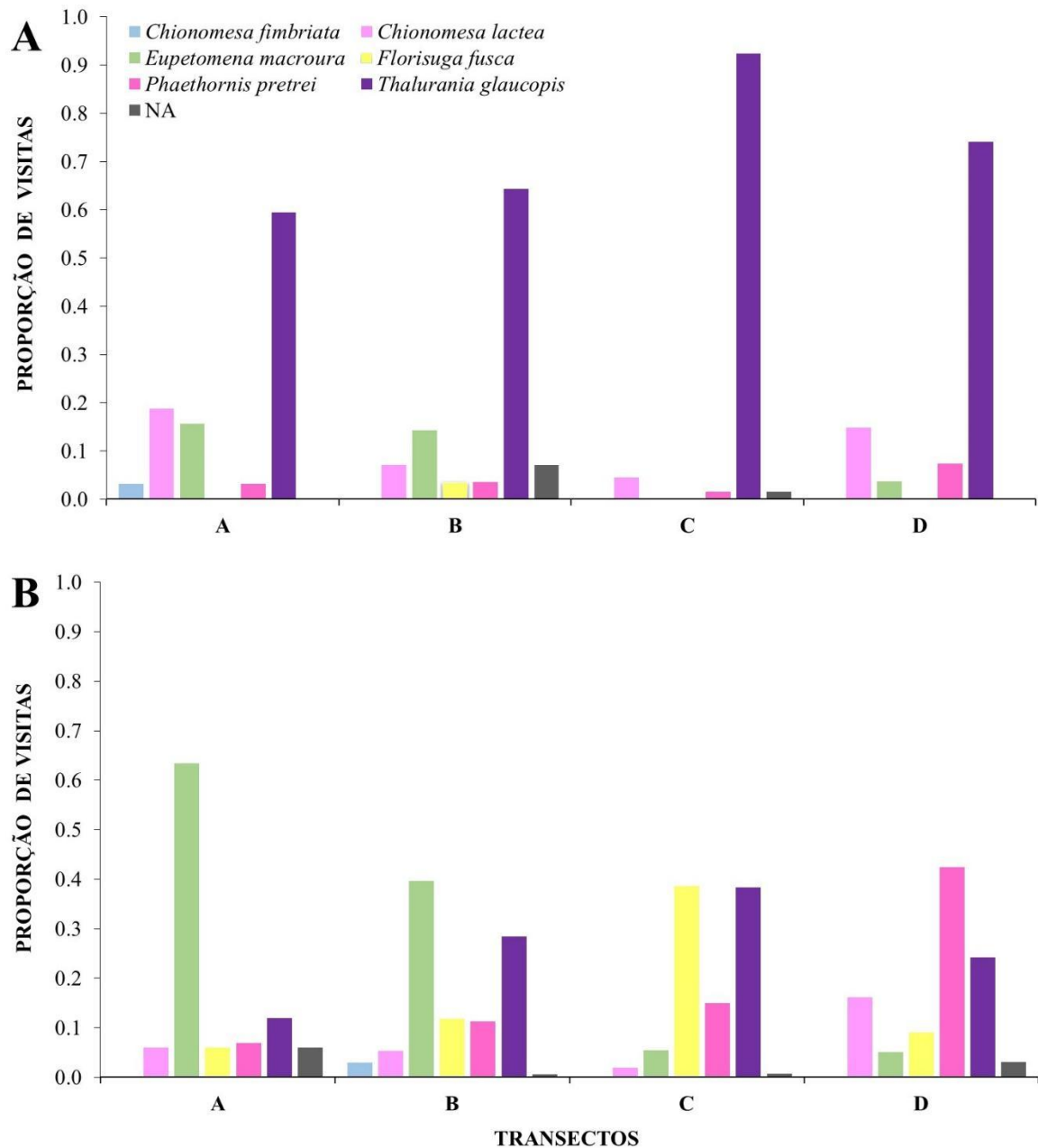


Figura 7: Proporções de visitas de espécies de beija-flores registradas durante as fases controle (A) e experimental (B), entre agosto e novembro de 2022, nos pontos amostrais distribuídos em cada um dos quatro transectos (A-D) estabelecidos no Jardim Botânico da Universidade Federal de Juiz de Fora. A: Fase controle: proporção de visitas às inflorescências de *P. petropolitana* (Bromeliaceae). B: Fase experimental: proporção de visitas aos bebedouros e às inflorescências de *P. petropolitana*. "NA": espécies não identificadas.

O número de visitas de beija-flores foi aproximadamente duas vezes maior na fase experimental em comparação à controle ($\beta_{\text{tratamento}}=0.70 \pm 0.27$, $t=2.60$, $p=0.02$; Figura 8A), reduzindo significativamente ao longo do transecto em ambos os tratamentos ($\beta_{\text{ponto}}=-0.35 \pm 0.12$, $t=-2.86$, $p=0.008$; Figura 8B), mas mantendo-se semelhante entre os dois dias de observações ($\beta_{\text{dia}}=0.006 \pm 0.22$, $t=0.03$, $p=0.98$; Figura 8C), indicando a inexistência de habituação dos animais, apesar do aumento significativo no número de visitas de beija-flores na fase experimental em comparação com a fase de controle (Figura 8C). Entretanto, os resultados do modelo que considerou apenas os dados a partir do ponto focal 35m, evidenciaram que os bebedouros não alteraram o número de visitas de beija-flores às flores de *P. petropolitana* localizadas a pelo menos 35m de distância dos bebedouros ($\beta_{\text{tratamento}}=0.38 \pm 0.27$, $t=1.39$, $p=0.18$; e $\beta_{\text{posição}}=-0.23 \pm 0.17$, $t=-1.39$, $p=0.18$, linhas tracejadas na Figura 8B), mantendo a estabilidade desta resposta entre os dias de observação ($\beta_{\text{dia}}=-0.22 \pm 0.24$, $t=-0.91$, $p=0.37$).

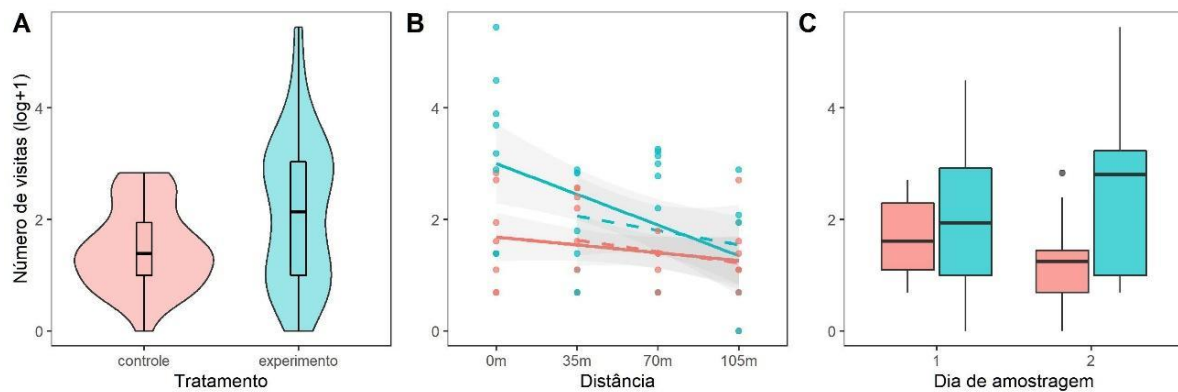


Figura 8. Distribuição do número de visitas (log+1) de beija-flores A) durante a fase controle (i.e., visitas a flores de *Portea petropolitana*) e a experimental (i.e., com a presença de bebedouro com solução açucarada no ponto inicial de cada um dos quatro transectos de 105m de extensão), B) ao longo da distância em relação ao ponto inicial de cada transecto (i.e., pontos amostrais: 0-105m) no controle (vermelho) e no experimento e C) entre os dias de amostragem.

Durante a fase experimental, a riqueza de beija-flores foi significativamente maior ($\beta_{\text{experimento}}=0.60 \pm 0.21$; $t=2.85$; $p=0.04$; Figura 9), mas se manteve estável ao longo dos transectos em ambos os tratamentos ($\beta_{\text{ponto}}=0.22 \pm 0.09$; $t=2.36$; $p=0.06$; Figura 10). Além disso, a presença dos bebedouros não impactou a riqueza de beija-flores que visitaram as flores de *P. petropolitana* localizadas a além de, pelo menos, 35m de distância dos

alimentadores ($\beta_{\text{tratamento}}=0.49 \pm 0.22$, $t=2.18$, $p=0.12$; $\beta_{\text{ponto}}=0.42 \pm 0.14$, $t=3.04$, $p=0.06$; Figuras 8 e 10).

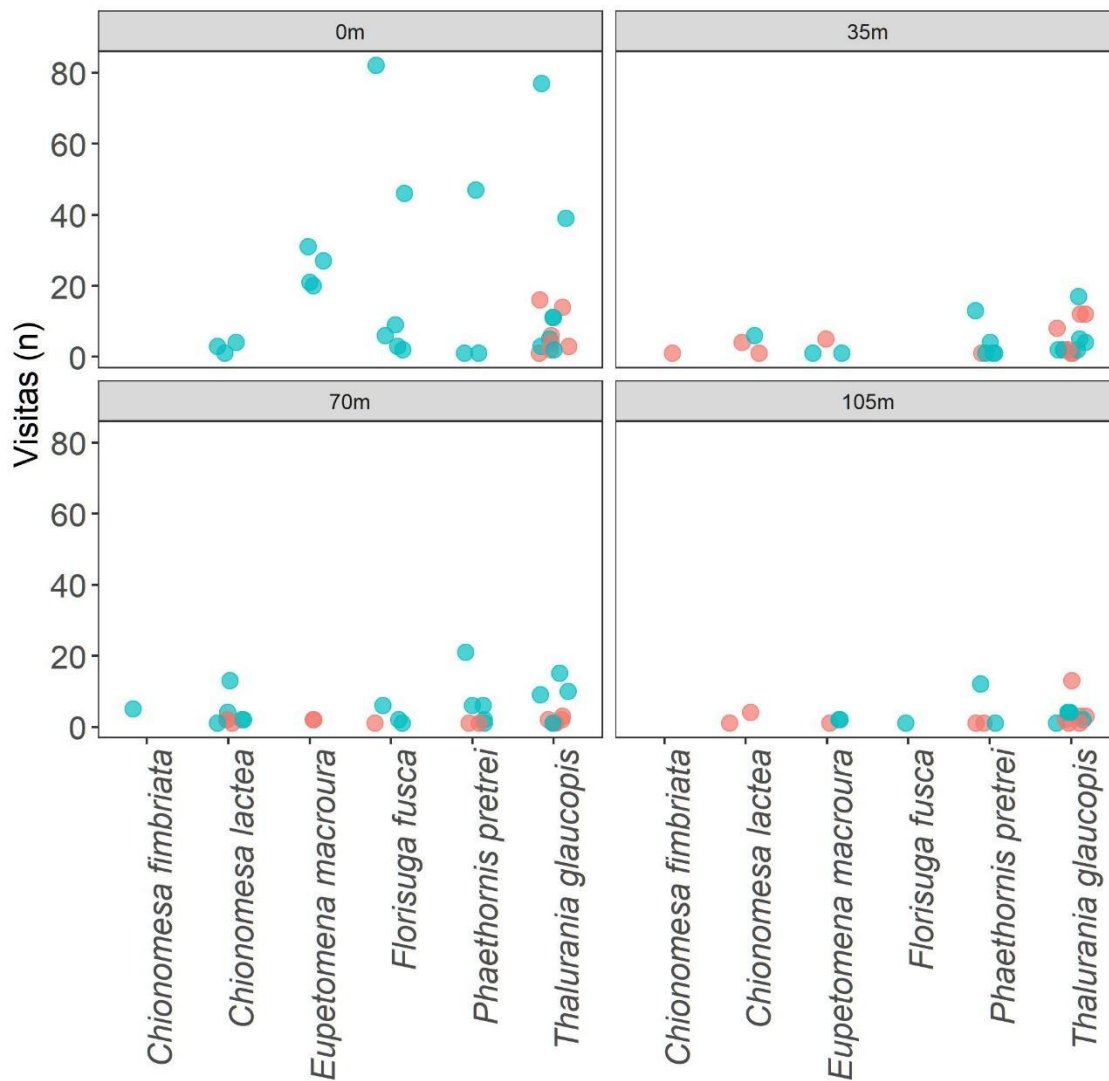


Figura 9. Distribuição do número de visitas por espécie de beija-flor em cada um dos quatro pontos focais (0m, 35m, 70m, 105m) dispostos ao longo de cada transecto (n=4), nas fases controle (*i.e.*, flores de *Portea petropolitana*; em vermelho) e experimental (*i.e.*, presença de bebedouro no ponto 0m; em azul).

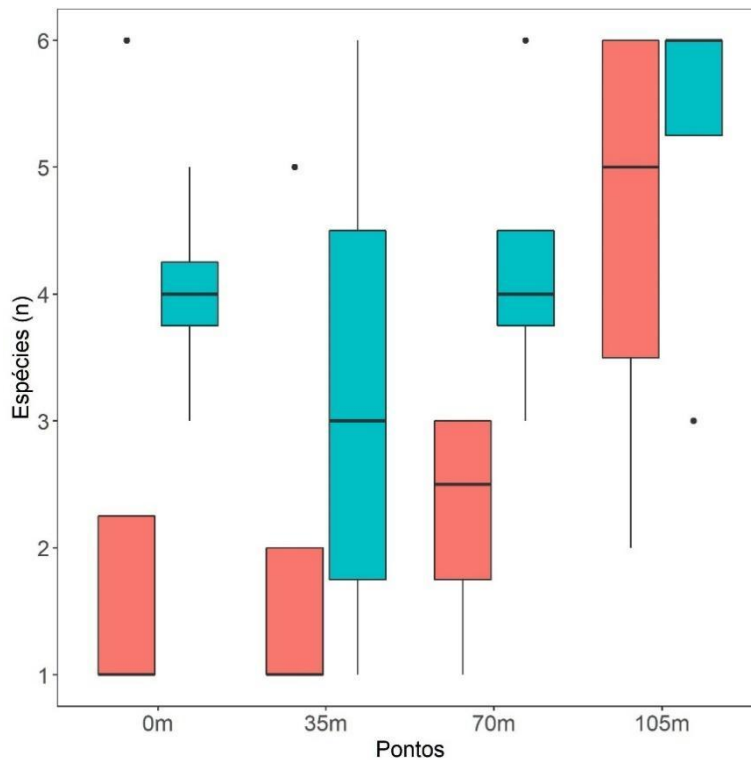


Figura 10. Variação do número de espécies de beija-flores registradas em flores de *Portea petropolitana* nos pontos focais dispostos ao longo de cada transecto (n=4) durante as fases controle (*i.e.*, sem a presença de bebedouro no ponto 0m; vermelho) e experimental (*i.e.*, bebedouro presente no ponto 0m; azul).

2.5 Discussão

Nossos resultados indicam que a presença de bebedouros aumentou significativamente o número de visitas de beija-flores em relação ao controle, com redução significativa do número de visitas ao longo dos transectos (*i.e.*, com o aumento da distância ao ponto inicial) tanto na presença quanto na ausência de bebedouros. Além disso, a presença de bebedouros aumentou localmente a riqueza de beija-flores, mas não alterou a riqueza nem o número de visitas registradas nas flores de *P. petropolitana* localizadas a pelo menos 35 m dos bebedouros.

A presença de bebedouro dobrou a taxa de visitação por beija-flores, inclusive nas inflorescências de *P. petropolitana* existentes nos pontos de observação ao longo dos transectos amostrados. Altshuler e Nunn (2001), comprovaram que os beija-flores aprendem rapidamente a usar novos recursos alimentares, portanto o padrão observado pode ser atribuído, em grande parte, à capacidade de aprendizagem. Portanto, seria esperado que a presença de bebedouros deslocaria a massa de indivíduos de beija-flores

para as imediações dos bebedouros, impactando negativamente na visitação de flores, conforme observado por del Coro Arizmendi *et al.* (2007), McCaffrey e Wethington (2008), Anderson *et al.* (2011) e Avalos *et al.* (2012). Entretanto, detectamos que os bebedouros aumentaram apenas localmente as visitas por beija-flores, efeito que se tornou imperceptível a partir de 35 m de distância. Além disso, a presença dos bebedouros também aumentou localmente (i.e. <35 m de distância) a diversidade de espécies de beija-flores ao longo dos transectos. Embora o aumento de diversidade de polinizadores possa ser positivo no ecossistema, confirmar este aspecto demanda observações mais detalhadas sobre as interações interespecíficas e suas alterações na presença de bebedouros.

Ainda que seja óbvio o efeito de atração de beija-flores pelos bebedouros, os resultados obtidos podem resultar da ação conjunta de outros fenômenos como movimentos migratórios e a hierarquia interespecífica e territorialidade. Dentre as seis espécies de beija-flores observadas no estudo, apenas *F. fusca* é migratória (Somenzari, 2018), portanto este é um fenômeno com pouco efeito nos resultados obtidos. Por outro lado, a presença de bebedouros pode ter alterado a hierarquia interespecífica entre os beija-flores (Márquez-Luna *et al.* 2019). Especificamente, foi perceptível um aumento nas manifestações territorialistas de algumas espécies como *E. macroura* e *F. fusca* (*observação pessoal*), ambas reconhecidamente dominantes no entorno de bebedouros em outras localidades do Brasil (*observação pessoal*).

Entre os beija-flores existem tanto espécies territorialistas quanto não-territorialistas, culminando em estratégias contrastantes de forrageamento para garantir acesso ao néctar ao menor custo possível (Márquez-Luna *et al.*, 2019). Em oposição às espécies territorialistas, que defendem ativamente uma área, geralmente um agrupamento de flores, há espécies "trapliners", não-territorialistas, que percorrem rotas de forrageamento sem defender flores, especialmente quando estas se encontram dispersas no ambiente (Feinsinger e Chaplin, 1975). Geralmente, as rotas e frequência de visitação de "trapliners" são influenciadas pela disponibilidade de recursos no ambiente, pelo volume de produção de néctar pelas flores e pela competição entre as aves por este recurso alimentar (Garrison e Gass, 1999; Temeles *et al.*, 2006). Entre as espécies registradas em nossas observações, ao menos duas espécies "trapliners" – *P. pretrei* e *C. lactea* – manifestaram modificação no padrão de visitação na presença de bebedouros, aumentando suas porcentagens de visitas na fase experimental em relação à controle. Essa mudança de visitação sugere uma resposta comportamental à mudança na oferta de

recursos e à eventual maior competição por acesso aos bebedouros (Dearborn, 1998; Lanna et al., 2017).

Os beija-flores mais territorialistas preferem recursos agrupados, como áreas densamente floridas, cenário mais facilmente defensável contra competidores (Camfield, 2003). O comportamento territorial é mais pronunciado nos machos (Las-Casas e Azevedo-Júnior, 2009), podendo variar em frequência e intensidade com base na relação custo-benefício associada a cada recurso alimentar (Araujo e Sazima, 2003; Camfield, 2003 e 2006). Em territórios com maior disponibilidade de recursos, beija-flores podem empregar estratégias defensivas mais custosas, mas ainda assim, obterem um saldo energético positivo (Camfield, 2006). Os bebedouros são recursos facilmente defensáveis (e.g. Dearborn, 1998), portanto era esperado seu efeito no aumento das visitas por espécies territorialistas como *E. macroura* e *F. fusca*. Todavia, é importante ressaltar que outra espécie territorialista, *T. glaucopsis*, reduziu marcadamente sua proporção de visitas. Portanto, a introdução no ambiente de recursos alimentares adicionais na forma bebedouros alterou o comportamento dos beija-flores, favorecendo o acesso ao alimento por algumas, potencialmente mais dominantes como *E. macroura* e *F. fusca*, mas eventualmente prejudicando outras como *T. glaucopsis*. Essas respostas específicas carecem de maiores estudos, especificamente na repercussão de eventuais impactos na rede de interações local.

A territorialidade em beija-flores está intrinsecamente ligada às características morfológicas das espécies e à disponibilidade de recursos alimentares no ambiente (Feinsinger e Chaplin, 1975; Sazima et al., 1996; Sick, 1997; Altshuler et al., 2004). Ainda que sujeita a variações individuais dependentes de contexto e motivação, seja alimentar ou reprodutiva, da condição corporal dos indivíduos e da pressão de predação (Morrison et al., 1990; Herborn et al., 2014; Houston et al., 1993; Lima e Bednekoff, 1999), aspectos morfológicos têm papel relevante neste comportamento. Por exemplo, a morfologia do bico, tamanho corporal e carga alar influenciam seu forrageamento, particularmente determinando as espécies de flores que são capazes de explorar com maior eficiência e, portanto, pelas quais competem (Feinsinger e Colwell, 1978). Além disso, maiores tamanhos corporais caracterizam espécies superiores na hierarquia de dominância entre beija-flores em diferentes comunidades avaliadas (Stiles e Wolf, 1970; Dearborn, 1998;). Dentre as espécies observadas em nosso estudo, *E. macroura*, *F. fusca* e *P. pretrei* se destacaram devido ao maior porte (Tobias et al., 2021), todas mais frequentemente registradas nas observações após a introdução dos bebedouros. Somente

estudos mais detalhados sobre a competição e interações agonísticas interespecíficas poderão revelar o verdadeiro impacto dos bebedouros sobre os aspectos territoriais em beija-flores na comunidade estudada.

Nossos resultados contribuem para compreender as interações entre beija-flores e bebedouros artificiais, mostrando que a presença de bebedouros no JB-UFJF aumentou o número de visitas e a diversidade de espécies. Essas descobertas têm importantes implicações ecológicas para as espécies, uma vez que alterações nos padrões de forrageamento e competição entre espécies de beija-flores em áreas naturais podem atrair essas aves para áreas urbanizadas e estimular a polinização de Angiospermas. No entanto, esses benefícios podem vir acompanhados de riscos, como alterações no comportamento natural (e.g. territorialidade), maior exposição a patógenos, aumento da agressividade entre as próprias aves, a ameaça a outros polinizadores com a alteração do habitat natural e, em caso de fuga dos indivíduos de fragmentos de hábitat natural para ambientes periféricos urbanizados, colocando-os sujeitos a armadilhas ecológicas (e.g., maiores riscos de predação e menor oferta de alimentos em ambientes urbanos). Portanto, o uso de bebedouros em UC deve ser considerada com cautela pelos gestores, levando em consideração que estes equipamentos afetam, ainda que apenas localmente, o comportamento e a diversidade de beija-flores, portanto possivelmente dos serviços ecossistêmicos por eles prestados. Além da higienização regular do equipamento por questões sanitárias da comunidade, sugere-se a realização de monitoramento das populações de beija-flores antes e durante o uso dos bebedouros, garantindo que estejam promovendo a diversidade local de beija-flores sem comprometer a conservação das espécies e dos seus serviços ecossistêmicos.

Comparando nossos resultados com estudos anteriores, nossas descobertas fornecem a primeira perspectiva sobre o impacto da presença de bebedouros artificiais na comunidade de beija-flores do JB-UFJF. Enquanto estudos anteriores, realizados em outras localidades, sugerem um efeito negativo na visitação de flores por beija-flores devido à competição e à possível redução na efetividade da polinização (del Coro Arizmendi et al., 2007; Anderson et al., 2011; Avalos et al., 2012), nossos resultados revelaram um cenário diferente. Os bebedouros aumentaram localmente o número de visitas de beija-flores, assim como encontrado por Sonne *et al.* (2016), além de atraírem maior diversidade de espécies, sugerindo uma complexa reorganização nas interações competitivas entre as aves e dos seus serviços ecossistêmicos. Essa descoberta ressalta a importância de considerar as características específicas do ecossistema e as estratégias de

forrageamento das espécies de beija-flores ao se considerar o uso de bebedouros em UC, demandando uma avaliação personalizada de seus impactos na comunidade local.

2.6 Conclusão

Os bebedouros causaram apenas um aumento local no número de visitas por beija-flores, sem afetar o número de visitas e a diversidade de beija-flores visitantes em flores de *P. petropolitana* situadas a mais de 35 m de distância, mas potencialmente afetando a hierarquia da comunidade de beija-flores. Essas descobertas têm implicações ecológicas relevantes, destacando a necessidade de uma gestão cuidadosa desses equipamentos em UC para garantir que promovam a biodiversidade local e ações de educação ambiental sem comprometer a conservação das espécies. Enquanto estudos anteriores sugerem que os bebedouros causem efeitos negativos na visitação de flores devido a mudanças nas interações de competição, além de possível redução na efetividade da polinização, nossas descobertas indicam um cenário diferente. A presença dos bebedouros aumentou localmente o número de visitas por beija-flores, além de promover maior diversidade, evidenciando uma potencial e complexa reorganização nas suas interações competitivas e mutualísticas. Isso destaca a importância de considerar as características específicas do ecossistema e as estratégias de forrageamento das espécies da comunidade local ao se considerar o uso de bebedouros, especialmente em áreas protegidas como UC. Ressalta-se, portanto, a necessidade de estudos personalizados para uma compreensão mais abrangente dos cenários locais e da viabilidade do uso de bebedouros como equipamentos facilitadores de conservação de espécies e em ações de educação ambiental.

2.7 Referências

- Almeida, D. S. D. (2016). *Recuperação ambiental da Mata Atlântica*. Editus.
- Altshuler, D. L., & Nunn, A. M. (2001). Observational learning in hummingbirds. *The Auk*, *118*(3), 795-799.
- Altshuler, D. L., Dudley, R., & McGuire, J. A. (2004). Resolution of a paradox: hummingbird flight at high elevation does not come without a cost. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *101*(51), 17731-17736.
- Anderson, S. H., Kelly, D., Ladley, J. J., Molloy, S., and & Terry, J. (2011). Cascading effects of bird functional extinction reduce pollination and plant density. *Science*, *331*(6020), 1068-1071.
- Araujo, A. C., & Sazima, M. (2003). The assemblage of flowers visited by hummingbirds in the “capões” of Southern Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brazil. *Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, *198*(6), 427-435.
- Arroyo-Rodríguez, V., Fahrig, L., Tabarelli, M., Watling, J. I., Tischendorf, L., Benchimol, M., et al. (2020). Designing optimal human-modified landscapes for forest biodiversity conservation. *Ecology letters*, *23*(9), 1404-1420.
- Avalos, G., Soto, A., & Alfaro, W. (2012). Effect of artificial feeders on pollen loads of the hummingbirds of Cerro de La Muerte, Costa Rica. *Revista de biologia tropical*, *60*(1), 65-73.
- Brasil. Lei Federal nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. *Diário Oficial da União, Brasília, DF*, 13 fev. 1998. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19605.htm. Acesso em: 26/09/2023
- Brockmeyer, T., & Schaefer, H. M. (2012). Do nectar feeders in Andean nature reserves affect flower visitation by hummingbirds?. *Basic and Applied Ecology*, *13*(3), 294-300.
- Bromeliaceae in Flora e Funga do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. (2023). Disponível em: <https://floradobrasil.jbrj.gov.br/FB66> . Acesso em: 20 set. 2023
- Camfield, A. F. (2003). Quality of food source affects female visitation and display rates of male broad-tailed hummingbirds. *The Condor*, *105*(3), 603-606.
- Camfield, A. F. (2006). Resource value affects territorial defense by Broad-tailed and Rufous hummingbirds. *Journal of Field Ornithology*, *77*(2), 120-125.
- Coetzee, A., Barnard, P., & Pauw, A. (2021). Reliability and quality of artificial nectar feeders for birds in the Cape Floristic Region. *Ostrich*, *92*(1), 26-31.
- Coetzee, A., Spottiswoode, C. N., & Seymour, C. L. (2020). Post-pollination barriers enable coexistence of pollinator-sharing ornithophilous *Erica* species. *Journal of plant research*, *133*(6), 873-881.

Dearborn, D. C. (1998). Interspecific Territoriality by a Rufous-Tailed Hummingbird (*Amazilia tzacatl*): Effects of Intruder Size and Resource Value 1. *Biotropica*, 30(2), 306-313.

del Coro Arizmendi, M., Constanza, M. S., Lourdes, J., Ivonne, F. M., & Edgar, L. S. (2007). Effect of the presence of nectar feeders on the breeding success of *Salvia mexicana* and *Salvia fulgens* in a suburban park near México City. *Biological Conservation*, 136(1), 155-158.

Dirzo, R., Young, H. S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N. J., & Collen, B. (2014). Defaunation in the Anthropocene. *science*, 345(6195), 401-406.

Dudley, N. and Phillips, A. (2006). *Forests and Protected Areas: Guidance on the use of the IUCN protected area management categories* (Vol. 12). Gland, Switzerland: IUCN.

Feinsinger, P., & Colwell, R. K. (1978). Community organization among neotropical nectar-feeding birds. *American Zoologist*, 18(4), 779-795.

Feinsinger, P., & Chaplin, S. B. (1975). On the relationship between wing disc loading and foraging strategy in hummingbirds. *The American Naturalist*, 109(966), 217-224.

Fontes, N. R. L., Alves, L. M., Simiqueli, R. F., Castro, R. M., Ferreira, E. S., Lara, G., et al. (2008). Valoração Ambiental do Sítio Malícia–Laudo Técnico. *Ambiental Consultoria e Projetos Ltda, Juiz de Fora*.

Gaiarsa, M. P., & Guimaraes Jr, P. R. (2019). Interaction strength promotes robustness against cascading effects in mutualistic networks. *Scientific reports*, 9(1), 676.

Galbraith, J. A., Beggs, J. R., Jones, D. N., & Stanley, M. C. (2015). Supplementary feeding restructures urban bird communities. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(20), E2648-E2657.

Galbraith, J. A., Jones, D. N., Beggs, J. R., Parry, K., & Stanley, M. C. (2017). Urban bird feeders dominated by a few species and individuals. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 81.

Garrison, J. S., & Gass, C. L. (1999). Response of a traplining hummingbird to changes in nectar availability. *Behavioral Ecology*, 10(6), 714-725.

Gouda, E. J., Butcher, D., Gouda, C. S. (continuously updated) *Encyclopaedia of Bromeliads. Version 4*. Available from: <http://bromeliad.nl/encyclopedia/>

Greig, E. I., Wood, E. M., & Bonter, D. N. (2017). Winter range expansion of a hummingbird is associated with urbanization and supplementary feeding. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 284(1852), 20170256.

Herborn, K. A., Heidinger, B. J., Alexander, L., & Arnold, K. E. (2014). Personality predicts behavioral flexibility in a fluctuating, natural environment. *Behavioral Ecology*, 25(6), 1374-1379.

Houston, A. I., McNamara, J. M., & Hutchinson, J. M. (1993). General results concerning the trade-off between gaining energy and avoiding predation. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 341(1298), 375-397.

Instituto brasileiro de geografia e estatística– IBGE (2012). Manual técnico da vegetação brasileira: sistema fitogeográfico, inventário das formações florestais e campestres, técnicas e manejo de coleções botânicas, procedimentos para mapeamentos. Rio de Janeiro: IBGE- Diretoria de Geociências. 271p

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. (2018). Instrução Normativa nº 14/2018/GABIN/ICMBIO, de 10 de outubro de 2018. Recuperado de https://www.gov.br/icmbio/pt-br/aceso-a-informacao/legislacao/instrucoes-normativas/arquivos/intrucao_normativa_14_2018.pdf

Joly, C. A., Metzger, J. P., & Tabarelli, M. (2014). Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. *New phytologist*, 204(3), 459-473.

Jones, D. (2011). An appetite for connection: why we need to understand the effect and value of feeding wild birds. *Emu*, 111(2), i-vii.

Köepen W (1948) Climatología: com um estudio de los climas de la Tierra. Fondo de Cultura Econômica, México. 466 p.

Krebs, C.J. (1999). *Ecological Methodology*. . New York, Harper e Row.

Lanna, L. L., Azevedo, C. S. D., Claudino, R. M., Oliveira, R., & Antonini, Y. (2017). Feeding behavior by hummingbirds (Aves: Trochilidae) in artificial food patches in an Atlantic Forest remnant in southeastern Brazil. *Zoologia (Curitiba)*, 34.

Las-Casas, F. M. G., & de Azevedo-Júnior, S. M. (2010). Dimorfismo sexual de tamanho no beija-flor-de-costas-violetas *Thalurania watertonii* (Bourcier, 1847) (Aves: Trochilidae): implicações ecológicas. *Ornithologia*, 3(2), 83-89.

Lima, S. L., & Bednekoff, P. A. (1999). Temporal variation in danger drives antipredator behavior: the predation risk allocation hypothesis. *The American Naturalist*, 153(6), 649-659.

Lüdecke, D., Ben-Shachar, M. S., Patil, I., Waggoner, P., & Makowski, D. (2021). performance: An R package for assessment, comparison and testing of statistical models. *Journal of Open Source Software*, 6(60).

Marin, A. A., Torres Oliveira, H., & Comar, V. (2003). A educação ambiental num contexto de complexidade do campo teórico da percepção. *Interciência*, 28(10), 616-619.

Márquez-Luna, U., Lara, C., Corcuera, P., & Valverde, P. L. (2019). Factors affecting the dominance hierarchy dynamics in a hummingbird assemblage. *Current Zoology*, 65(3), 261-268.

McCaffrey, R. E., & Wethington, S. M. (2008). How the presence of feeders affects the use of local floral resources by hummingbirds: A case study from southern Arizona. *The condor*, 110(4), 786-791.

- McCann, K. (2007). Protecting biostructure. *Nature*, 446(7131), 29-29.
- Mendonça, R. (2007) Educação ambiental vivencial. *Encontros e Caminhos: formação de educadoras (es) ambientais e coletivos educadores*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, v. 2, p. 118-129.
- Menghini, F. B., Moya-Neto, J., & Guerra, A. F. S. (2007). Interpretação ambiental. FERRARO-JUNIOR, LA *Encontros e caminhos: formação de educadoras(es) ambientais e coletivos educadores*. Brasília: MMA, v. 2, p. 209-218.
- Pinheiro, J. B. D, Debroy S., & Sarkar D. R Core Team (2021). nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. R package version 3.1-152, URL: <https://CRAN.R-project.org/package=nlme>
- Porto, R. G., de Almeida, R. F., Cruz-Neto, O., Tabarelli, M., Viana, B. F., Peres, C. A., et al. (2020). Pollination ecosystem services: A comprehensive review of economic values, research funding and policy actions. *Food Security*, 12(6), 1425-1442.
- Primack, R. B., Rodrigues, E. Biologia da conservação. Londrina, (2001). 328p.
- R Core Team et al. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Reed, J. H., & Bonter, D. N. (2018). Supplementing non-target taxa: bird feeding alters the local distribution of mammals. *Ecological Applications*, 28(3), 761-770.
- Robb, G. N., McDonald, R. A., Chamberlain, D. E., & Bearhop, S. (2008). Food for thought: supplementary feeding as a driver of ecological change in avian populations. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(9), 476-484.
- Sammarco, Y. M. (2005). Percepções sócio-ambientais em unidades de conservação: o Jardim de Lillith?
- Sazima, I., Buzato, S., & Sazima, M. (1996). An assemblage of hummingbird-pollinated flowers in a montane forest in southeastern Brazil. *Botanica Acta*, 109(2), 149-160.
- Sazima, M., Buzato, S., & Sazima, I. (1995). Polinização de *Vriesea* por morcegos no sudeste brasileiro. *Bromélia*, 2(4), 29-37.
- Shutt, J. D., Trivedi, U. H., & Nicholls, J. A. (2021). Faecal metabarcoding reveals pervasive long-distance impacts of garden bird feeding. *Proceedings of the Royal Society B*, 288(1951), 20210480.
- Sick, H. (1997). Ornitologia Brasileira. Editora Nova Fronteira, Rio de Janeiro.
- Somenzari, M., Amaral, P. P. D., Cueto, V. R., Guaraldo, A. D. C., Jahn, A. E., Lima, D. M., et al. (2018). An overview of migratory birds in Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia*, 58.
- Sonne, J., Kyvsgaard, P., Maruyama, P. K., Vizentin-Bugoni, J., Ollerton, J., Sazima, M., et al. B. (2016). Spatial effects of artificial feeders on hummingbird abundance, floral visitation and pollen deposition. *Journal of Ornithology*, 157, 573-581.

- Stiles, F. G., & Wolf, L. L. (1970). Hummingbird territoriality at a tropical flowering tree. *The Auk*, 87(3), 467-491.
- Tagliati, M. C., de Oliveira, H. C., & de Faria, A. P. G. (2018). Fenologia reprodutiva, recursos florais e polinização de espécies de bromeliaceae em um remanescente urbano de Floresta Atlântica do sudeste brasileiro. *Diversidade e Gestão*, 2(2), 139-150.
- Temeles, E. J., Shaw, K. C., Kudla, A. U., & Sander, S. E. (2006). Traplining by purple-throated carib hummingbirds: behavioral responses to competition and nectar availability. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 61, 163-172.
- Thabethe, V. & Downs, C. T. (2018). Citizen science reveals widespread supplementary feeding of African woolly-necked storks in suburban areas of KwaZulu-Natal, South Africa. *Urban Ecosystems*, 21, 965-973.
- Tobias, J. A., Sheard, C., Pigot, A. L., Devenish, A. J., Yang, J., Sayol, F., et al. (2022). AVONET: morphological, ecological and geographical data for all birds. *Ecology Letters*, 25(3), 581-597.
- Valenti, M. W., Oliveira, H. T. D., Dodonov, P., & Silva, M. M. (2012). Educação ambiental em unidades de conservação: políticas públicas e a prática educativa. *Educação em Revista*, 28, 267-288.
- Vizentin-Bugoni, J., Maruyama, P. K., & Sazima, M. (2014). Processes entangling interactions in communities: forbidden links are more important than abundance in a hummingbird–plant network. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 281(1780), 20132397.
- Waser, N. M., Chittka, L., Price, M. V., Williams, N. M., & Ollerton, J. (1996). Generalization in pollination systems, and why it matters. *Ecology*, 77(4), 1043-1060.
- Wickham, H. (2016) ggplot2: Elegant graphics for data analysis. Springer-Verlag New York.
- Wilke, C. O. (2020). cowplot: Streamlined Plot Theme and Plot Annotations for 'ggplot2'. R package version 1.1.1. <https://CRAN.R-project.org/package=cowplot>

3. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este estudo oferece uma valiosa contribuição para a compreensão detalhada das interações entre beija-flores e bebedouros, evidenciando a complexidade dessas dinâmicas. As conclusões ressaltam a necessidade de uma abordagem personalizada ao introduzir bebedouros em ambientes naturais, visando promover a biodiversidade e serviços ecossistêmicos, ao mesmo tempo que minimiza potenciais impactos adversos sobre as aves e seus habitats.

Ao contextualizar a gestão de Unidades de Conservação (UC), nosso trabalho enfatiza a importância de uma introdução cautelosa de bebedouros. Apesar de proporcionarem um aumento local na visitação e diversidade de beija-flores, existem riscos associados, como mudanças no comportamento natural. A gestão adequada exige a instalação de cada bebedouro com uma distância mínima de 35m entre si, higienização apropriada, controle do volume de água e instalação em locais que não ofereçam riscos à predação ou infestação de formigas, por exemplo. Esses cuidados são cruciais para equilibrar benefícios e riscos, promovendo a biodiversidade local sem comprometer a conservação das espécies e serviços ecossistêmicos.

Destacamos a necessidade de estudos específicos para cada localidade e ecossistema ao avaliar o uso de bebedouros em diferentes ambientes, considerando as características específicas do local e as complexas interações interespecíficas. Para espécies ornitófilas dependentes de beija-flores como polinizadores efetivos, como *P. petropolitana*, futuras pesquisas serão essenciais para avaliar se a introdução de bebedouros artificiais pode afetar o sucesso reprodutivo de seus indivíduos.

De maneira geral, constatamos que, apesar da dualidade constante entre os benefícios e desvantagens dos bebedouros artificiais, o impacto no ambiente analisado pode, de fato, ser considerado positivo. Com uma manutenção adequada, esses bebedouros têm potencial para se tornar um objeto interessante para ações de educação ambiental. Esse cenário é especialmente relevante, considerando que o Jardim Botânico-UFJF recebe diariamente um número significativo de visitantes, incluindo frequentes visitas escolares, que podem desempenhar um papel fundamental no envolvimento dos cidadãos na conservação do meio ambiente.