



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS

SARA SOARES FEITOSA

**A PRESENÇA DE UMA TREPadeira INVASORA INFLUENCIA A DISPERSÃO
DE UMA PALMEIRA NATIVA ATRAVÉS DE INTERFERÊNCIA EM SUAS
INTERAÇÕES COM A AVIFAUNA?**

FORTALEZA

2024

SARA SOARES FEITOSA

A PRESENÇA DE UMA TREPadeira INVASORA INFLUENCIA A DISPERSÃO DE
UMA PALMEIRA NATIVA ATRAVÉS DE INTERFERÊNCIA EM SUAS INTERAÇÕES
COM A AVIFAUNA?

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, da Universidade Federal do Ceará, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais. Área de concentração: Ecologia e Recursos Naturais.

Orientador: Prof. Dr. Rafael Carvalho da Costa

FORTALEZA

2024

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Sistema de Bibliotecas

Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

- F336p Feitosa, Sara Soares.
A presença de uma trepadeira invasora influencia a dispersão de uma palmeira nativa através de interferência em suas interações com a avifauna? / Sara Soares Feitosa. – 2024.
56 f. : il. color.
- Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, 1, Fortaleza, 2024.
Orientação: Prof. Dr. Rafael Carvalho da Costa.
1. Interações interespecíficas. 2. Invasão biológica. 3. Dispersão de sementes. I. Título.
CDD
-

SARA SOARES FEITOSA

A PRESENÇA DE UMA TREPadeira INVASORA INFLUENCIA A DISPERSÃO DE
UMA PALMEIRA NATIVA ATRAVÉS DE INTERFERÊNCIA EM SUAS INTERAÇÕES
COM A AVIFAUNA?

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, da Universidade Federal do Ceará, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais. Área de concentração: Ecologia e Recursos Naturais.

Aprovado em: 29/05/2024.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Rafael Carvalho da Costa (Orientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dra. Flávia Guimarães Chaves
Instituto Nacional da Mata Atlântica (INMA)

Prof. Dra. Rita de Cássia Quitete Portela
Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ)

À minha mãe e ao meu pai.

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

Ao FUNBIO e Instituto Humanize pelo financiamento dessa pesquisa por meio do programa “Bolsas Funbio – Conservando o futuro” nº 035/2023.

À minha mãe e ao meu pai por terem me ajudado de todas as formas possíveis durante o desenvolvimento dessa pesquisa. O apoio dos meus pais foi essencial para a realização desse trabalho, sou infinitamente grata por toda preocupação, carinho e amor que me deram e me dão todos os dias. Agradeço também aos meus irmãos por toda ajuda e incentivo durante esses anos e ao meu sobrinho, que é alegria dos meus dias.

À todas as pessoas queridas que me ajudaram nos campos. Essa pesquisa só foi possível por causa de vocês. Gostaria de agradecer especialmente à Ariana e ao Valdisnei, que me fizeram companhia na maior parte do tempo. Agradeço também ao Antônio, ao meu primo Pedrinho e à Beatriz por terem participado dos campos e me ajudado imensamente.

A todas as pessoas que conheci em Jaguaruana e que me ajudaram a desenvolver essa pesquisa. Agradeço demais ao Junior, ao Fabiano, ao Fábio, ao Fernando, ao Leudo, ao Germano e ao André.

À Ireudene e sua família que disponibilizaram uma das áreas de estudo para que eu pudesse desenvolver a pesquisa. Muito obrigada por terem me tratado com muito carinho e gentileza.

À Daisy e ao Afro do Memorial Carnaúba em Jaguaruana. Muito obrigada por se preocuparem com a realização dessa pesquisa e terem me ajudado em diversos momentos. Sou muito grata por toda gentileza comigo e com minha família.

Ao Mauro por ter disponibilizado uma das áreas de estudo da pesquisa.

Ao professor Rafael por ter aceitado ser meu orientador desde o desenvolvimento do meu TCC. Muito obrigada por esse tempo que trabalhamos juntos, sou muito grata por toda compreensão, gentileza e paciência. Sinto que aprendi muito com o senhor durante esse período e agradeço imensamente por tudo.

Aos meus queridos amigos Daniel, Gabriel, Isabel, Leonardo, Mariana, Ramon, Ruan e Yuri, que conheci por causa da graduação em Ciências Biológicas. Muito obrigada pela companhia

diária e pela ajuda que me deram nos campos. Sou muito feliz pela presença de vocês em minha vida.

À minha amiga Laís que conheci no colégio e que é uma pessoa muito importante pra mim. Muito obrigada por ser minha amiga e ter me ajudado desde o início. Agradeço também ao Artur e ao Miguel pela amizade e companhia.

Ao Parque Estadual Botânico do Ceará pela autorização da pesquisa nº 10817980/2022 na área e à toda equipe do Parque, especialmente à Roberta e à Vânia.

Aos meus colegas de turma do Mestrado, passamos pouco tempo juntos, mas foi um prazer ter conhecido vocês.

À todas as outras pessoas da minha família por todo o amor e preocupação.

Ao laboratório de Fitogeografia do Departamento de Biologia da UFC pelo fornecimento de materiais que ajudou na realização desse trabalho.

Aos membros da banca, Flávia e Rita, por suas contribuições.

RESUMO

Ao se estabelecerem em novas áreas, as plantas invasoras são responsáveis por afetar negativamente a riqueza e o recrutamento de espécies nativas. Os impactos provenientes da invasão podem ser difundidos para grupos que interagem com as plantas nativas. Entretanto, essa interação é essencial para a reprodução e dispersão de plantas nativas, além de ser responsável por fornecer recursos importantes para a fauna. Apesar dos impactos diretos das plantas invasoras em plantas nativas serem bem elucidados, pouco se sabe sobre as interferências nos aspectos reprodutivos das plantas nativas por meio da influência nas interações interespecíficas com a fauna. Com o intuito de preencher essa lacuna, o principal objetivo do nosso trabalho foi investigar se a presença da liana invasora *Cryptostegia madagascariensis* Bojer ex Decne (Apocynaceae) interfere na forma que a fauna interage com a palmeira nativa Carnaúba *Copernicia prunifera* (Miller) H. E. Moore (Arecaceae), de modo a impactar a dispersão de sementes e o recrutamento de plântulas. Para isso, selecionamos uma área invadida e uma área sem invasão em dois municípios. Em cada área, demarcamos pontos focais e indivíduos focais para o registro de interações entre plantas e fauna. Sob a copa de indivíduos focais localizados em diferentes áreas, posicionamos coletores de sementes e quantificamos o número de plântulas para avaliar a dispersão de sementes e o recrutamento de plântulas. A infestação não afetou a quantidade de frutos depositada nos coletores e o número de inflorescências com frutos em diferentes indivíduos. O aspecto reprodutivo da planta nativa exclusivamente modificado pela invasão foi número de plântulas. Em áreas sem infestação, os indivíduos focais apresentaram sob a copa maiores números de plântulas. Em relação aos impactos na avifauna, em áreas invadidas há um declínio na abundância de interações e na riqueza de espécies, independentemente do período. A maior parte das espécies interagiu exclusivamente com indivíduos da palmeira nativa em áreas sem infestação, o avanço da invasão por lianas invasoras pode resultar em perda de habitat para essas espécies. Além desses parâmetros, a liana invasora promoveu mudanças na composição de espécies que visitam áreas invadidas e ocasionou redução na diversidade funcional. O impacto na abundância de interações não se traduziu em alterações no número de frutos nos coletores, isso nos indica que a avifauna registrada não atuou como dispersora dos frutos da palmeira nativa. Apesar de não influenciar as interações interespecíficas de maneira que haja alterações na dispersão de sementes, as lianas invasoras impactam diretamente o recrutamento das plântulas e a avifauna. Considerando os efeitos negativos para diferentes

grupos proporcionados por lianas invasoras, o controle dessas plantas é imprescindível para a manutenção do funcionamento ecossistêmico.

Palavras-chave: interações interespecíficas; invasão biológica; dispersão de sementes.

ABSTRACT

The establishment of invasive plants in new areas is responsible for negatively affecting the richness and recruitment of native species. The impacts arising from invasion can be spread to groups that interact with native plants. Nonetheless, this interaction is essential for the reproduction and dispersal of native plants, in addition to being responsible for providing important resources for the fauna. Although the direct impacts of invasive plants on native plants are well elucidated, little is known about the interference in the reproductive aspects of native plants through their influence on interspecific interactions with fauna. To fill this gap, the main objective of this research was to investigate whether the presence of the invasive liana *Cryptostegia madagascariensis* Bojer ex Decne (Apocynaceae) interferes in the way the fauna interacts with the native palm tree *Carnaúba Copernicia prunifera* (Miller) H. E. Moore (Arecaceae), to impact seed dispersal and seedling recruitment. To do this, we selected an invaded area and an area without invasion in two municipalities. In each area, we demarcated focal points and focal individuals to record interactions between plants and fauna. Under the canopy of the selected focal individuals located in different areas, we positioned seed collectors and quantified the number of seedlings to assess the effect of the infestation on seed dispersal and seedling recruitment. The infestation did not affect the quantity of fruits deposited in the collectors and the number of inflorescences with fruits in different individuals. The reproductive aspect of the native plant exclusively modified by invasion was the seedling quantity. In areas without infestation, focal individuals presented greater numbers of seedlings under the canopy. Regarding the impacts on birds, there was a decline in the abundance of interactions and species richness in invaded areas, regardless of the period. Most species interacted exclusively with native palm individuals in areas without infestation, thus the spread of invasion by invasive lianas could result in loss of habitat for these species. In addition to these parameters, the invasive liana promoted compositional changes in the species that visited invaded areas and caused a reduction in functional diversity. The impact on the abundance of interactions did not translate into changes in the number of fruits in the seed collectors, this indicates that the bird species registered did not act as dispersers of the native palm tree fruits. Despite not influencing interspecific interactions in a way that causes changes in seed dispersal, invasive lianas directly impact seedling recruitment and bird species. Considering the negative effects on different groups caused by invasive lianas, the control of these plants is essential for maintaining ecosystem functioning.

Keywords: interspecific interactions; biological invasion; seed dispersal.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	10
2	OBJETIVOS	13
2.1	Objetivo Geral	13
2.2	Objetivos Específicos.....	13
3	MATERIAL E MÉTODOS	14
3.1	Espécies estudadas.....	14
3.2	Áreas de estudo.....	16
3.3	Desenho experimental e coleta de dados.....	18
3.4	Análise de dados.....	20
4	RESULTADOS.....	23
4.1	Impactos nas interações entre plantas e avifauna.....	23
4.2	Impactos na avifauna.....	24
5	DISCUSSÃO.....	31
6	CONCLUSÃO	40
	REFERÊNCIAS	41
	APÊNDICE A – VALORES ESTIMADOS DE MODELOS LINEARES GENERALIZADOS (GLM) PARA A VARIÁVEL RESPOSTA NÚMERO DE INFLORESCÊNCIAS COM FRUTOS.....	53
	APÊNDICE B – VALORES ESTIMADOS DE MODELOS LINEARES GENERALIZADOS (GLM) PARA A VARIÁVEL RESPOSTA NÚMERO DE FRUTOS.....	54
	APÊNDICE C - VALORES ESTIMADOS DE MODELOS LINEARES GENERALIZADOS (GLM) PARA A VARIÁVEL RESPOSTA NÚMERO DE PLÂNTULAS.....	55
	APÊNDICE D - FRUTO DA PALMEIRA NATIVA.....	56

1 INTRODUÇÃO

O estabelecimento de espécies de plantas invasoras afeta diretamente as comunidades nativas. Por não possuírem inimigos naturais, que possibilitam o controle populacional na região nativa (Blossey; Notzold, 1995; Blumenthal *et al.*, 2008), algumas espécies de plantas invasoras têm vantagens competitivas em relação às nativas que proporcionam, por exemplo, melhor desempenho no crescimento (Blossey; Notzold, 1995; Blumenthal *et al.* 2008). Simultaneamente, a superioridade competitiva na obtenção de recursos e a rápida proliferação das espécies invasoras afeta negativamente o crescimento e a biomassa de plantas nativas (Broadbent *et al.*, 2017; Shiferaw *et al.*, 2003). Além dessas características, a riqueza e o recrutamento de plântulas nativas são acometidos pela invasão biológica (Hejda; Pysek; Jarosík, 2009; Sousa; Andrade; Xavier, 2016). No caso do recrutamento, a dominância de espaços altera a configuração da vegetação, o que ocasiona uma diminuição na quantidade de luz captada por plântulas (Fagan; Peart, 2004; Herrera *et al.*, 2006; Reinhart *et al.*, 2006; Sousa; Andrade; Xavier, 2016). Ao mesmo tempo, algumas plantas invasoras liberam substâncias que afetam negativamente a germinação das sementes (Orr; Rudgers; Clay, 2005).

Além desses efeitos diretos, a interação interespecífica entre plantas e a fauna pode sofrer impactos provenientes da invasão biológica. Desse modo, o estabelecimento das plantas invasoras pode ocasionar a ruptura de mutualismos pré-estabelecidos entre espécies nativas (Traveset; Richardson, 2006). Nesses casos, a planta invasora pode interferir diretamente na polinização e na dispersão de sementes de plantas nativas ao se sobressair competitivamente (Heleno; Ramos; Memmott, 2012; Vilà *et al.*, 2009). A maior produção de recursos em plantas invasoras pode atrair maiores abundância de polinizadores (Chittka; Schürkens, 2001). Em relação à dispersão, os frutos das plantas invasoras podem apresentar características mais vantajosas aos dispersores, tais como maiores recompensas energéticas e nutricionais (Costa *et al.*, 2022; Kueffer *et al.*, 2009; Mokotjomela *et al.*, 2013). Esses processos contribuiriam negativamente para a dispersão de sementes nativas.

No entanto, essas interações interespecíficas são essenciais para as plantas e para a fauna. As plantas são organismos fixos que necessitam de agentes para auxiliar os processos de polinização e dispersão (Herrera, 2002). A polinização mediada por agentes polinizadores possibilita que ocorra a fecundação da planta (Herrera, 2002). Além da polinização, a dispersão consiste em um processo de particular importância, pois permite que sementes se distanciem da planta mãe (Herrera, 2002). Isso faz com que as sementes consigam alcançar

sítios mais apropriados à germinação, pois previne a influência de herbívoros e patógenos associados à planta mãe (Connell, 1970; Janzen, 1970) e a competição intraespecífica (Abrahamson, 1975).

As aves e os morcegos se caracterizam como importantes polinizadores e dispersores de sementes (Heithaus, 1982; Herrera; Jordano, 1981; Howell, 1979; Jordano; Schupp, 2000; Marshall, 1984). Esses animais apresentam uma série de adaptações que possibilitam a atuação nesses processos, tais como a presença de línguas extensíveis e bicos curvados, no caso das aves (Heithaus, 1982, Stiles, 1981). Essa relação mutualística é mediada por recompensas energéticas e nutritivas representadas por recursos florais e frutos (Heithaus, 1982; Herrera, 2002; Howell, 1979; Marshall, 1984). Além dos recursos associados à polinização e dispersão, invertebrados que se associam com as plantas nativas representam uma importante fonte alimentar para esses animais (Heithaus, 1982; Kunz *et al.*, 2011; Narango; Tallamy; Marra, 2017). Os itens alimentares não são os únicos recursos proporcionados, visto que as aves utilizam os substratos da planta como poleiro para forrageamento (observação de presas e estruturas de suporte para a alimentação) (Bocchese; Favero; Oliveira, 2008). As estruturas das plantas são utilizadas, também, como local para a construção de ninhos e oferecem abrigos contra predadores (Higginbotham; Dixon; Ammerman, 2000; Schmidt; Whelan, 1999).

As lianas invasoras ocasionam efeitos diretos negativos, como mudanças estruturais na vegetação ao dominar espaços e adicionar novas estruturas, além de impactar a função das florestas (Barbosa *et al.*, 2009; Schnitzer; Bongers, 2002; Sundarapandian; Subashree, 2015; van der Heijden *et al.*, 2013). Essas plantas conseguem atingir o dossel das florestas e competem por recursos com as plantas hospedeiras, o que interfere na mortalidade e fecundidade de plantas (Phillips *et al.*, 2005; Schnitzer; Bongers, 2002; Stevens, 1987; van der Heijden *et al.*, 2013). De fato, plantas nativas que servem como suporte para lianas passam a diminuir a eficiência reprodutiva ao produzir menores quantidades de frutos (García León *et al.*, 2017; Kainer; Wadt; Staudhammer, 2014). Embora proporcione consequências negativas para a planta suporte, as lianas podem oferecer recursos valiosos à avifauna, tais como alimentos, local para empoleirar, para a construção de ninhos e para a proteção contra predadores (Michel; Robinson; Sherry, 2015).

Os recursos oferecidos à fauna e os impactos diretos ocasionados em plantas nativas são bem estabelecidos. Apesar disso, pouco é conhecido sobre os efeitos indiretos ocasionados pelo estabelecimento da liana invasora sobre os aspectos reprodutivos da planta

nativa. Sabe-se que plantas invasoras que não exibem formas lianóides podem competir com plantas nativas por polinizadores e dispersores (Heleno; Ramos; Memmot, 2012; Morales; Aizen, 2006). Apesar da possibilidade da fauna interagir com os frutos das lianas (Michel; Robin; Sherry, 2015), essa possível competição com plantas nativas não é amplamente elucidada. Em adição à essa possibilidade, lianas invasoras podem influenciar negativamente a acessibilidade e visibilidade das espécies que interagem com a planta nativa (Cody, 1981; Reif *et al.*, 2006; Walker, 2008; Zedler; Kercher, 2004), pois sua forma de crescimento envolve totalmente a planta suporte tornando as estruturas da planta nativa inacessíveis (Silva, Barreto, Pereira, 2008; Barbosa *et al.*, 2019). Isso significa que existe a possibilidade de que a fauna não seja atraída pela modificação promovida pela liana invasora e que o acesso aos recursos necessários para sua manutenção seja dificultado, o que prejudicaria a polinização das flores e a dispersão dos frutos da palmeira nativa.

Desse modo, a possível interferência de espécies de lianas invasoras nas interações interespecíficas entre espécies nativas necessita ser elucidada, visto que pode afetar negativamente os aspectos reprodutivos da planta nativa relacionados, principalmente, à dispersão e recrutamento de plântulas. Nesse caso, além dos impactos diretos por mecanismos competitivos que aumentam a mortalidade e reduzem a fertilidade de plantas nativas, haveria efeitos negativos na reprodução e propagação das espécies nativas pela influência na forma que a fauna interage com a planta nativa. Para a fauna, o estabelecimento da liana invasora pode significar a substituição dos seus recursos preferíveis e a alteração de habitats. Neste estudo, buscamos elucidar como uma liana invasora influencia a dispersão e estabelecimento de uma palmeira nativa utilizada como suporte através de alterações sobre as interações da avifauna com a espécie nativa. Especificamente, testamos a hipótese de que a liana invasora afeta negativamente a dispersão de sementes da palmeira nativa ao alterar a abundância, riqueza e composição da fauna de possíveis dispersores. Caso a hipótese esteja correta, esperamos que haja alterações no recrutamento sob as palmeiras nativas infestadas relacionadas ao fato de que os frutos que não foram dispersos caem em maiores quantidades sob a copa dos indivíduos e não alcancem sítios adequados para a germinação.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Compreender se a infestação pela liana invasora Unha-do-Diabo *Cryptostegia madagascariensis* Bojer ex Decne (Apocynaceae) interfere nas interações mutualísticas entre aves e a palmeira nativa Carnaúba *Copernicia prunifera* (Miller) H. E. Moore (Arecaceae), avaliando os possíveis efeitos sobre a dispersão de sementes, recrutamento de plântulas e diversidade de aves que interagem com a Carnaúba.

2.2 Objetivos Específicos

- Examinar se há alterações na produção de frutos, quantidade de sementes depositadas e recrutamento sob as copas e das palmeiras nativas infestadas e sem infestação.
- Identificar quais espécies de aves interagem com a palmeira nativa e desvendar quais as suas contribuições para a dispersão de sementes da palmeira nativa.
- Verificar se há diferenças na abundância, composição e diversidade da avifauna que interage com as palmeiras infestadas e sem infestação em diferentes períodos (reprodutivo e vegetativo).
- Evidenciar se há interações de dispersão de sementes por mamíferos noturnos, especialmente morcegos.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Espécies estudadas

A palmeira nativa *C. prunifera* é uma espécie que ocorre predominantemente no Nordeste brasileiro e que alcança até 15 metros de altura, apresenta folhas longas de cerca de 1 metro de comprimento, sustentadas por pecíolos que apresentam espinhos (figura 1) (Lorenzi, 1992). Em indivíduos jovens, as bainhas das folhas permanecem conectadas ao caule (Lorenzi, 1992). Habita regiões alagadas, com alta incidência solar, e consegue ocupar ambientes salinos (Lorenzi, 1992). Durante todo o ano, as folhas permanecem na planta (Lorenzi, 1992). As flores, presentes em inflorescências que podem alcançar até 4 metros, são hermafroditas, embora a fecundação cruzada seja mais comum (Lorenzi, 1992, Silva; Fajardo; Vieira, 2017). A floração ocorre principalmente durante os meses de julho a outubro, enquanto a frutificação é acentuada entre os meses de novembro a março (Lorenzi, 1992).

Figura 1 – Indivíduo da palmeira nativa *C. prunifera* utilizado como suporte pela liana invasora *C. madagascariensis*



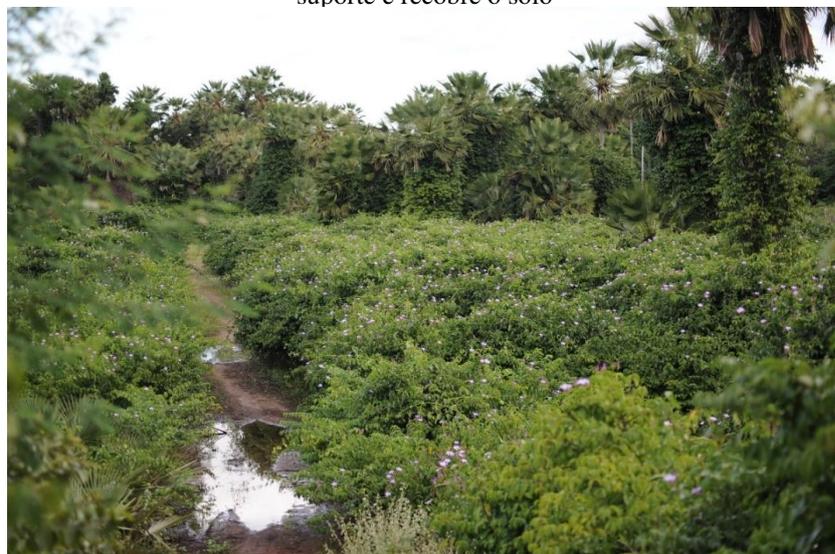
Fonte: Dados da pesquisa

Os recursos oriundos de *C. prunifera* integram uma cadeia produtiva lucrativa (Costa; Gomes, 2015). Estima-se que, apenas em 2020, o valor total da produção do pó cerífero foi de 235,2 milhões de reais (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2020). Além do pó cerífero retirado das folhas, o caule pode ser utilizado na fabricação de móveis e na construção (Lorenzi, 1992). Em uma perspectiva regional, possui grande importância

cultural e econômica para as comunidades de áreas rurais, que utilizam estruturas da planta para confeccionar produtos artesanais (Carvalho; Gomes, 2009; Sousa *et al.*, 2015; Vieira; Loiola, 2014). Além da importância econômica, ao ocupar as matas ciliares, a palmeira nativa compõe os Carnaubais, que são um tipo de vegetação com dominância de *C. prunifera* (Moro *et al.*, 2015) e que possui funções ecossistêmicas importantes, como a proteção de margens de rios contra a erosão (Beeson; Doyle, 1995). Além desse aspecto, a palmeira nativa se associa com a fauna local, representada por insetos polinizadores, morcegos e, pelo menos, 36 espécies de aves (Batista *et al.*, 2016; Silva; Fajardo; Vieira, 2017; Sousa *et al.*, 2015).

A liana invasora *C. madagascariensis* é uma planta nativa da região de Madagascar (Klackenberg, 2001), que está presente no Brasil há, pelo menos, 94 anos, embora existam evidências de que em 1859 habitavam o território brasileiro (Seier *et al.*, 2008). Em relação aos seus aspectos reprodutivos, a *C. madagascariensis* floresce durante os últimos meses do ano (Vieira *et al.*, 2004). A polinização de suas flores pode ser realizada por abelhas (Vieira *et al.*, 2004). Os frutos, por sua vez, são mais comuns durante os meses iniciais do ano (Vieira *et al.*, 2004). O estabelecimento da *C. madagascariensis* está associado a distúrbios ambientais sofridos pelas comunidades nativas (Barbosa *et al.*, 2019; Medeiros *et al.*, 2023; Silva; Barreto; Pereira, 2008). A planta invasora possui a capacidade de se proliferar rapidamente e impactar negativamente a riqueza de espécies e o recrutamento de plântulas de espécies nativas em áreas invadidas (Barbosa *et al.* 2019; Sousa; Andrade; Xavier, 2016) Além desse aspecto, compete com *C. prunifera* por recursos e ocasiona sua morte ao utilizá-la a como planta suporte (figura 1), cobrindo suas folhas totalmente, o que interfere na passagem de luz (Barbosa *et al.*, 2019; Medeiros *et al.*, 2023; Silva; Barreto; Pereira, 2008).

Figura 2 – Área infestada por *C. madagascariensis* que utiliza a palmeira nativa *C. prunifera* como suporte e recobre o solo

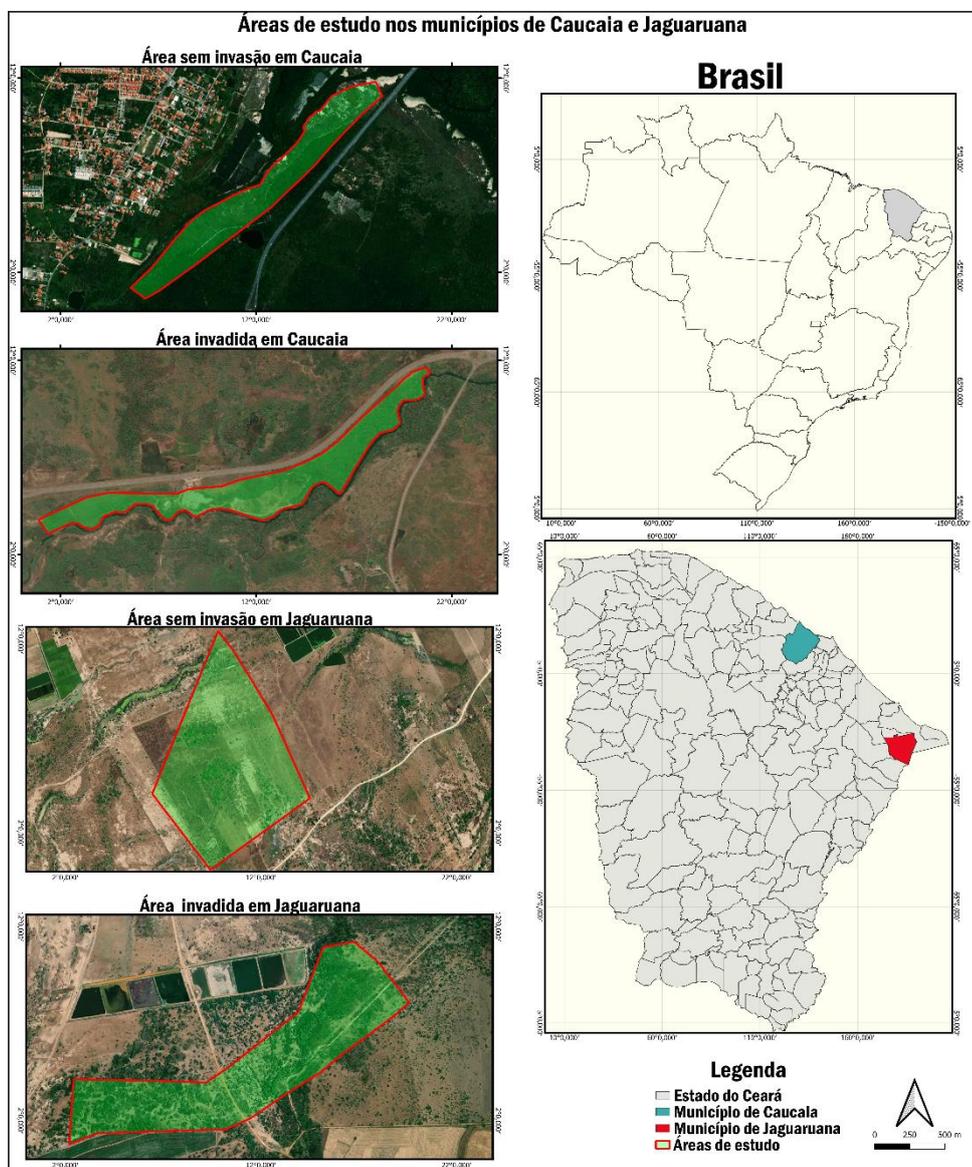


Fonte: Dados da pesquisa.

3.2 Áreas de estudo

Para o desenvolvimento da pesquisa, foram selecionados dois municípios, Caucaia e Jaguaruana, geograficamente distantes e que apresentam diferentes aspectos climáticos. As duas regiões possuem extensas áreas ocupadas por indivíduos de *C. prunifera*, que formam os Carnaubais (Moro *et al.*, 2015). Em algumas dessas áreas, há a ocorrência amplamente difundida de indivíduos de *C. madagascariensis* que utilizam *C. prunifera* como suporte (figura 1). Em cada município, duas áreas de estudo foram escolhidas, uma com a presença da planta invasora e outra sem invasão (figura 3).

Figura 3 – Localização geográfica dos municípios selecionados e delimitação das áreas de estudo por um polígono que abrange o percurso e localização da coleta de dados



Fonte: Elaborado pelos autores

Atualmente, os Carnaubais do estado do Ceará se encontram ameaçados pelo manejo degradante nessas áreas, pelo avanço urbano-industrial e por empreendimentos da carcinicultura (Moro *et al.*, 2015, Castro, Moro, Menezes, 2012; Maia; Lucena; Silva, 2023). Ao mesmo tempo, a invasão de *C. madagascariensis* representa uma grande ameaça visto sua influência negativa sobre *C. prunifera* (Medeiros *et al.*, 2023, Silva; Barreto; Pereira, 2008).

No município de Caucaia, a área sem infestação escolhida foi a Unidade de Conservação do Parque Estadual Botânico do Ceará. O Parque Botânico possui uma área de 190ha e, por estar inserido em uma região localizada na unidade de relevo de Tabuleiros Costeiros, apresenta uma floresta semidecídua de médio porte, a mata de tabuleiro, com a presença de espécies vegetais características dos domínios da Mata Atlântica, da Caatinga e do Cerrado (Ceará, 2021; Moro *et al.*, 2015), com uma riqueza de pelo menos 292 espécies de plantas (Araújo *et al.*, 2023). O Parque também compreende planícies fluviais, que apresentam vegetações típicas de manguezal e por matas ciliares, onde ocorrem carnaubais (Ceará, 2021) que foram as áreas escolhidas para o estudo.

A cerca de 20 km da área do Parque Estadual Botânico do Ceará, localizada próxima à região do Complexo Portuário e Industrial do Pecém, foi selecionada uma área particular com a presença da *C. madagascariensis* no Carnaubal. Devido à proximidade geográfica, a área infestada também é caracterizada pela unidade de relevo de planície litorânea e tabuleiros pré-litorâneos, com a vegetação formada pelo complexo vegetacional da zona litorânea, cerrado e caatinga arbustiva (Ipece, 2017). De modo geral, o município de Caucaia apresenta um clima tropical semiárido, tropical quente sub-úmido e tropical quente úmido, com uma pluviosidade de 1243,2 mm e temperatura média de 26° a 28° C (Ipece, 2017).

No município de Jaguaruana, a área infestada pela planta invasora escolhida para a realização do estudo está inserida nas propriedades do Memorial Carnaúba. A área sem infestação corresponde a uma propriedade particular em que os indivíduos da palmeira nativa são manejados periodicamente, uma vez por ano nos meses finais antes do período chuvoso, para a retirada do pó cerífero. A região em que as áreas estão inseridas apresenta um clima tropical quente semi-árido brando e tropical quente semiárido, com pluviosidade de 752,6 mm e temperatura média de 26° a 28° C (Ipece, 2017). As unidades de relevo que caracterizam a região são as planícies fluviais e as depressões sertanejas (Ipece, 2017). A vegetação é formada pelo complexo vegetacional da zona litorânea, caatinga arbustiva densa e floresta mista dicótilo-palmácea (Ipece, 2017). A bacia hidrográfica que abastece o município de

Jaguaruana é a do rio Jaguaribe e, associadas ao rio e às áreas alagadas, é possível encontrar matas ciliares formadas por Carnaúbas, formando os Carnaubais (Ipece, 2017; Moro *et al.*, 2015).

3.3 Desenho experimental e coleta de dados

Para responder as perguntas deste estudo, utilizamos duas unidades amostrais distintas para coletar dados: pontos focais e indivíduos focais. Em cada um dos municípios selecionamos, foi escolhida uma área invadida e outra não invadida para a alocação de 10 pontos focais e 10 indivíduos focais, totalizando 40 pontos focais e 40 indivíduos focais. Para selecionar os pontos focais, primeiramente delimitamos uma trilha de referência em cada uma das quatro áreas de estudo (dois municípios, com ou sem invasão de *C. madagascariensis*). O lado e a distância de referência do primeiro em ponto em relação ao início da trilha foram sorteados. Ao longo da trilha, os locais de referência para o estabelecimento de cada ponto tiveram uma distância de 200 metros entre si para garantir independência amostral (Barhadiya *et al.*, 2021; Gregory; Gibbons; Donald, 2004). Após o sorteio do local de referência para o primeiro ponto, os subsequentes foram dispostos em lados alternadamente opostos. Para delimitar o ponto, selecionamos a primeira planta de *C. prunifera* interceptada por uma linha perpendicular a partir da trilha, no lado sorteado como referência e, a partir dessa planta, definimos um raio de 20 metros como a área de observação do ponto, marcado por um cano PVC. Nos pontos das áreas invadidas, incluímos apenas indivíduos da palmeira nos quais a liana invasora alcança as folhas sem revestir essa estrutura completamente (figura 1). Esse critério foi utilizado para padronizar o nível de infestação das palmeiras e para facilitar a observação, visto que em palmeiras completamente cobertas a visualização acurada das interações não foi possível. Para selecionar os indivíduos focais, buscamos plantas localizadas a uma distância mínima de 200 metros entre si, nas proximidades dos pontos focais, que estavam suficientemente afastadas de outros indivíduos maduros. Esse critério foi utilizado para que não houvesse sobreposição de copas e garantir a independência das medidas que foram feitas nos indivíduos focais selecionados (ver abaixo). Além disso, de forma similar aos pontos focais, em áreas invadidas selecionamos indivíduos focais nos quais a liana invasora alcança as folhas, mas não reveste totalmente as estruturas da palmeira nativa.

Em relação ao levantamento dos indivíduos de *C. prunifera* inseridos nos pontos focais, marcamos as plantas com etiquetas coloridas enumeradas. Todos os indivíduos marcados foram medidos com uma régua telescópica para o registro da altura. De forma semelhante, os indivíduos focais foram marcados e as alturas foram registradas. Além disso,

durante as visitas nas áreas de estudo no período reprodutivo, quantificamos as inflorescências presentes nos indivíduos focais. Para a análise de dispersão de sementes, no início do período reprodutivo, posicionamos um coletor de sementes de 0,5 m² confeccionado com canos PVC e tela de nylon sob a copa das plantas focais. A localização dos coletores foi previamente sorteada. Os coletores foram retirados no final da coleta de dados e o material depositado ao longo dos meses foi registrado. Para a análise do recrutamento, as plântulas localizadas em até 2 metros de distância do indivíduo focal foram quantificadas e registradas ao final da coleta de dados.

Nos pontos focais, os registros das interações entre plantas e aves ocorreram no período da manhã e no período da tarde. No período da manhã, as observações iniciavam entre 05h30 e 6h e finalizavam entre 09h30 e 11h (Barhadiya *et al.*, 2021). No período da tarde, as observações iniciaram entre 12h e 13h e finalizaram entre 17h e 17h30 (Barhadiya *et al.*, 2021). Desse modo, cada ponto foi observado duas vezes ao dia. Em cada ponto, as observações ocorreram por um período de 10 minutos. Todos os pontos na área de estudo foram visitados sequencialmente durante o dia. Em dias diferentes, o primeiro ponto a ser observado era alterado para garantir que todos os pontos fossem observados em todos os horários (Wood *et al.*, 2012). Por isso, em cada área, os registros foram realizados durante um período de 10 dias. Esses registros ocorreram durante dois períodos distintos, o período pré-reprodutivo de *C. prunifera*, nos meses de julho ao início de outubro de 2023 e o período reprodutivo, de novembro de 2023 a janeiro de 2024. Considerando as quatro áreas de estudo e a observação dos pontos duas vezes ao dia em dois períodos distintos, o esforço amostral total nos pontos focais foi de 16.000 minutos, aproximadamente 266 horas.

As observações nos pontos focais foram feitas em um ponto de observação fixo (Grzedzicka; Reif, 2020). As informações sobre a interação foram anotadas em uma planilha, que era composta pela identidade do ponto, da carnaúba e da espécie de ave, pelo comportamento exibido, tipo de recurso utilizado e estruturas da palmeira nativa e/ou da planta invasora que a ave interagiu. As estruturas da palmeira nativa e/ou da planta invasora envolvidas na interação foram classificadas em folhas, inflorescências, ramos e caule. As folhas, inflorescências e caule são estruturas da *C. prunifera* e os ramos são atribuídos à *C. madagascariensis*. Além dessas informações, foi anotado o horário inicial e, quando possível, horário final da interação. Ao pousar em uma das plantas inseridas no ponto, a observação foi conduzida até o momento em que o animal estivesse em vista ou até aparecer outro indivíduo. Desse modo, cada indivíduo de ave foi considerado focal durante o período amostrado

(Altmann, 1974). O mesmo indivíduo era registrado apenas uma vez, i.e, caso interagisse com outra planta do ponto focal, essa interação não era registrada. Ao se aproximar de um ponto, caso houvesse aves interagindo com as plantas, o registro era feito a partir de um ponto mais distante, para que não houvesse afastamento das aves por influência do deslocamento ao ponto fixo de observação.

Posteriormente, classificamos as espécies que interagiram com as plantas por guildas. Para isso, consultamos os bancos de dados <https://www.wikiaves.com.br/> e <https://birdsoftheworld.org/bow/home>, além de pesquisas em artigos científicos sobre as espécies encontradas. O material auxiliar utilizado durante os registros no campo foi o binóculo Comet 8x42, gravador de voz digital, guia de bolso “Aves do Brasil Oriental”, pesquisas bibliográficas nos sites <https://www.wikiaves.com.br/> e <https://xeno-canto.org/>.

Para registrar as interações da avifauna com indivíduos focais durante o dia, utilizamos câmeras Canon PowerShot SX530HS e Sony Handycam HDR-CX405 a partir de um ponto fixo. As gravações ocorriam entre 5h30 e 11h durante a manhã. No período da tarde, o período de observação era entre 12h e 17h30. As gravações e os registros nos pontos focais ocorriam de forma simultânea. Além das gravações diurnas, monóculos de visão noturna foram dispostos durante a noite para capturar possíveis interações entre a palmeira nativa, a planta invasora e os animais noturnos. No período noturno, o horário de gravação foi entre 17h30 e 21h30. Por questões de logística e de segurança, as câmeras noturnas foram utilizadas apenas no município de Jaguaruana. A mesma estrutura utilizada na planilha das observações nos pontos focais foi aplicada para a análise das gravações dos indivíduos focais, com a adição da identificação do vídeo. Ao total, no município de Caucaia, foram registrados 21.112 minutos, aproximadamente 351 horas. No município de Jaguaruana, as câmeras diurnas gravaram 14.335 minutos, em torno de 238 horas. As câmeras noturnas registraram um total de 7.683 minutos, cerca de 128 horas.

3.4 Análise de dados

A fim de investigar os efeitos da invasão no número de inflorescências com frutos produzidas por indivíduos focais, número de frutos nos coletores e número de plântulas sob a copa das plantas, foram ajustados Modelos Lineares Generalizados (GLM) com distribuição binominal negativa, utilizando essas três variáveis como resposta e os indivíduos de *C. prunifera* como unidades amostrais. Para o número de inflorescências com frutos produzidas, foram utilizadas as variáveis preditoras infestação (sim ou não), local (Caucaia ou

Jaguaruana), altura da planta e interação entre infestação e local. Para o número de frutos sob os coletores, as variáveis preditoras foram a infestação (sim ou não), número de inflorescências e altura. Nesse caso, o local não foi utilizado como variável preditora, pois os coletores localizados no município de Jaguaruana foram depredados por pessoas que acessaram a área de estudos. Para o modelo com número de plântulas sob a copa dos indivíduos focais, as variáveis preditoras consideradas foram infestação (sim ou não), local (Caucaia ou Jaguaruana), número de inflorescências, altura e interação entre infestação e local. Além das variáveis explanatórias de interesse principal desse estudo, a inclusão de altura e número de inflorescências como preditores nos modelos teve o objetivo de controlar efeitos que poderiam confundir a interpretação dos resultados, respectivamente o efeito do tamanho e das diferenças individuais no esforço reprodutivo.

Para a análise dos impactos de *C. madagascariensis* na avifauna que interage com *C. prunifera*, foram ajustados Modelos Lineares Generalizados (GLM) com distribuição binominal negativa, utilizando os pontos focais como unidade amostral. As variáveis resposta foram a abundância de interações, riqueza e diversidade de espécies. Excepcionalmente, foi utilizada a distribuição gamma para a variável diversidade de espécies. As variáveis preditoras utilizadas para todas as variáveis respostas foram a infestação (sim ou não), o período (pré-reprodutivo ou reprodutivo), o local (Caucaia ou Jaguaruana), a altura média das plantas de *C. prunifera* do ponto, o número de plantas de *C. prunifera* do ponto, as interações entre infestação e período, entre infestação e local e entre período e local. Para todos os GLMs foram verificadas a presença de sobredispersão, inflação de zeros, aderência dos resíduos à distribuição de erro selecionada, assim como sua homoscedasticidade. Após o ajuste e validação dos modelos, realizamos testes qui-quadrado de Wald Tipo II para analisar o desvio dos efeitos incluídos no modelo e testar sua significância.

Para compreender diferenças nos usos das estruturas, foram realizados testes qui-quadrado utilizando os dados das interações registradas nos pontos focais para verificar se houve diferenças na frequência de interações com folhas, inflorescências e caule de *C. prunifera* e ramos de *C. madagascariensis* entre as quatro áreas de estudo (dois municípios, áreas invadidas e não invadidas). Essa análise foi feita tanto para o período pré-reprodutivo quanto reprodutivo de *C. prunifera*.

Verificamos se houve diferenças na composição de espécies de aves que visitam áreas infestadas e sem infestação em pontos focais por meio da análise de variância permutacional multivariada (PERMANOVA). Nessa análise, foi verificado se a invasão, o local (Caucaia, Jaguaruana), o período (pré-reprodutivo, reprodutivo), a interação entre

infestação e local e entre infestação e período influenciaram a composição da avifauna que interagiu com *C. prunifera*. Para validar os resultados da PERMANOVA e garantir que as diferenças encontradas ocorreram, de fato, devido às dissemelhanças de composição, foi testada a diferença de dispersão entre os diferentes grupos definidos por invasão e local. Após a validação dos resultados, as amostras agrupadas por área foram ordenadas a partir da Análise de Coordenadas Principais (PCoA). Por fim, verificamos a diferença funcional da avifauna que interagiu com *C. prunifera* entre as áreas a partir da aplicação do teste qui-quadrado, que analisa as diferenças na frequência de interações de diferentes guildas tróficas.

Para todas as análises, os efeitos das variáveis preditoras sobre as variáveis resposta e os testes de diferença foram considerados significativos se $P < 0,05$. Todas as análises e gráficos foram feitos no programa estatístico “RStudio” (v4.1.2; R Core Team, 2021). Os resultados das análises dos Modelos Lineares Generalizados (GLM) foram obtidos ao utilizar o pacote “MASS” (v 7.3.58.1; Venables; Ripley, 2002) e “glmmTMB” (v1.1.9; Brooks *et al.*, 2017). Os testes qui-quadrados Wald Tipo II foram realizados a partir do pacote “car” (v3.1.2; Fox; Weisberg, 2019). Para a PERMANOVA e análise de dispersão, utilizamos o pacote “vegan” (v.2.6.4; Oksanen *et al.*, 2022). O pacote “ape” (v5.7.1; Paradis; Schliep, 2019) foi usado para ordenar as unidades amostrais a partir da Análise de Coordenadas Principais (PCoA). Todos os gráficos foram elaborados a partir do pacote “ggplot2” (v.3.4.2; Wickham, 2016).

4 RESULTADOS

4.1 Impactos nas interações entre plantas e avifauna

A infestação por *C. madagascariensis* não influenciou a produção de inflorescências com frutos (tabela 1). Apesar disso, as variáveis preditoras altura dos indivíduos focais e a localização foram relevantes para explicar diferenças na produção de inflorescências com frutos nos indivíduos focais (tabela 1). As plantas com alturas maiores e localizadas no município de Caucaia produziram maiores quantidades de inflorescências (Apêndice A).

Tabela 1 – Análise de desvios (testes qui-quadrado de Wald Tipo II) a partir do modelo GLM das variáveis resposta número de inflorescências com frutos, frutos sob a copa e plântulas ajustado para indivíduos da palmeira nativa localizados em áreas infestadas pela liana invasora e sem infestação.

Variáveis preditoras	Chisq	Df	Pr(>Chisq)
Número de inflorescências com frutos			
Infestação	1.048	1	0.305
Local	7.014	1	0.008 **
Altura da palmeira	6.073	1	0.013 *
Interação entre infestação e local	1.971	1	0.160
Número de frutos			
Infestação	0.307	1	0.579
Número de inflorescências	18.946	1	< 0.001 ***
Altura da palmeira	1.220	1	0.269
Número de plântulas			
Infestação	7.730	1	0.005 **
Local	7.584	1	0.005 **
Número de inflorescências	1.037	1	0.308
Altura da palmeira	9.853	1	0.001 **
Interação entre infestação e local	0.0000	1	0.998

Fonte: Dados da pesquisa. Legenda: Nível de significância: * $P \leq 0.05$ ** $P < 0.01$ *** $P < 0.001$.

Não houve influência da infestação sobre o número de frutos nos coletores, apenas o número de inflorescências foi relevante para explicar a quantidade de frutos na chuva de sementes (tabela 1), de modo que maiores abundâncias de inflorescências resultam em maiores quantidades de frutos nos coletores (Apêndice B). Por sua vez, a variável resposta número de plântulas difere do padrão observado para as outras variáveis. A infestação afetou o número de plântulas próximas aos indivíduos focais (tabela 1). Em áreas sem infestação, o número de plântulas foi maior (Apêndice C).

Além da infestação, a localização e a altura dos indivíduos foram fatores relevantes para explicar as variações no número de plântulas sob as copas (tabela 1). Os indivíduos focais menores e localizados no município de Caucaia apresentaram números maiores de plântulas sob a copa (apêndice C).

4.2 Impactos sobre a avifauna

Ao total, foram registradas 243 interações entre palmeiras nativas incluídas nos pontos amostrais e 34 espécies de aves. Do valor total, 169 registros ocorrem em áreas sem infestação, enquanto 74 foram atribuídas às áreas infestadas (tabela 2).

Tabela 2 - Lista de espécies que visitaram pontos focais em diferentes áreas

(Continua)

Espécie	Família	Nome popular	Guilda	Código	Freq. CSI	Freq. CI	Freq. JagSI	Freq. JagI	Freq. Total
<i>Agelaioides fringillarius</i> Spix, 1824	Icteridae	Asa-de-telha-pálido	oni	agfr	0	0	9	27	36
<i>Tyrannus melancholicus</i> Vieillot, 1819	Tyrannidae	Suiriri	ins	tyme	1	1	19	4	25
<i>Thraupis sayaca</i> Linnaeus, 1766	Thraupidae	Sanhaço-cinzento	oni	thsa	19	0	0	0	19
Não identificado	-	-	-	ni	8	1	5	0	14
<i>Troglodytes musculus</i>	Troglodytidae	Corruíra	ins	trmu	2	0	1	10	13
<i>Crotophaga ani</i>	Cuculidae	Anu-preto	oni	cran	4	7	0	0	11
<i>Icterus pyrrhopterus</i>	Icteridae	Encontro	oni	icpy	0	7	4	0	11
<i>Mimus gilvus</i>	Mimidae	Sabiá-da-praia	oni	migi	11	0	0	0	11
<i>Pitangus sulphuratus</i>	Tyrannidae	Bem-te-vi	oni	pisu	6	1	3	0	10
<i>Pseudoseisura cristata</i>	Furnariidae	Casaca-de-couro	oni	pscr	0	0	9	0	9
<i>Columbina squammata</i>	Columbidae	Fogo-apagou	gra	cosq	0	0	7	0	7
<i>Guira guira</i> Swainson, 1837	Cuculidae	Anu-branco	car	gugu	1	0	6	0	7
<i>Icterus jamaicai</i> Gmelin, 1788	Icteridae	Corrupião	oni	icja	0	0	4	3	7
<i>Falco femoralis</i> Temminck, 1822	Falconidae	Falcão-de-coleira	car	fafe	0	0	6	0	6
<i>Mimus saturninus</i> Lichtenstein, 1823	Mimidae	Sabiá-do-campo	oni	misa	0	0	6	0	6
<i>Colaptes campestris</i> Vieillot, 1818	Picidae	Pica-pau-do-campo	ins	coca	0	0	5	0	5
<i>Forpus xanthopterygius</i> Spix, 1824	Psittacidae	Tuim	gra	foxa	0	0	3	1	4
<i>Paroaria dominicana</i> Linnaeus, 1758	Thraupidae	Galo-campina	gra	pado	0	0	4	0	4
<i>Polioptila atricapilla</i> Swainson, 1831	Poliptilidae	Balança-rabodo-nordeste	ins	poat	3	0	0	1	4
<i>Taraba major</i> Vieillot, 1816	Thamnophilidae	Choró-boi	oni	tama	2	2	0	0	4
<i>Todirostrum cinereum</i> Linnaeus, 1766	Rhynchocyclidae	Ferreirinho-relógio	ins	toci	0	0	0	4	4
<i>Coereba flaveola</i> Linnaeus, 1758	<i>Coereba flaveola</i> Linnaeus, 1758	Cambacica	oni	cofl	2	1	0	0	3
<i>Cyclarhis gujanensis</i> (Gmelin, 1789)	Vireonidae	Vireonidae	oni	cygu	1	0	1	1	3

Tabela 2 - Lista de espécies que visitaram pontos focais em diferentes áreas

(Conclusão)

Espécie	Família	Nome popular	Guilda	Código	Freq. CSI	Freq. CI	Freq. JagSI	Freq. JagI	Freq. Total
<i>Eupsittula cactorum</i> Kuhl, 1820	Psittacidae	Periquito-da-caatinga	fru	euca	0	0	3	0	3
<i>Caracara plancus</i> Miller, 1777	Falconidae	Carcará	oni	capl	0	0	2	0	2
<i>Columbina talpacoti</i> Temminck, 1811	Columbidae	Rolinha-roxa	gra	cota	0	0	2	0	2
<i>Cyanocorax cyanopogon</i> Wied, 1821	Corvidae	Gralha-cancã	oni	cycy	1	1	0	0	2
<i>Gnorimopsar chopi</i> Vieillot, 1819	Icteridae	Graúna	oni	gnch	0	0	0	2	2
<i>Milvago chimachima</i> Vieillot, 1816	Falconidae	Carrapateiro	car	mich	2	0	0	0	2
<i>Sicalis flaveola</i> Linnaeus, 1766	Thraupidae	Canário-da-terra	gra	sifl	0	0	2	0	2
<i>Colaptes melanochloros</i> Gmelin, 1788	Picidae	Pica-pau-verde-barrado	ins	come	0	0	1	0	1
<i>Euphonia chlorotica</i> Linnaeus, 1766	Fringillidae	Fim-fim	fru	euch	1	0	0	0	1
<i>Myiodynastes maculatus</i> Statius Muller, 1776	Tyrannidae	Bem-te-vi-rajado	oni	myma	0	0	1	0	1
<i>Turdus leucomelas</i> Vieillot, 1818	Turdidae	Sabiá-barranco	oni	tule	1	0	0	0	1
<i>Veniliornis passerinus</i> Linnaeus, 1766	Picidae	Pica-pau-pequeno	ins	vepa	1	0	0	0	1

Fonte: Dados da pesquisa. Legenda: Freq. CSI – Frequência de interações na área sem infestação de Caucaia. Freq. CI - Frequência de interações na área infestada de Caucaia; Freq JagSI - Frequência de interações na área sem infestação de Jaguaruana; Freq.JagI - Frequência de interações na área infestada de Jaguaruana.

A infestação influenciou a abundância de interações e riqueza de espécies interagentes (tabela 3). Independentemente da área, a presença de *C. madagascariensis* impactou negativamente a abundância e riqueza de espécies que interagiram com *C. prunifera* (figura 2).

Tabela 3 - Análise de desvios (testes qui-quadrado de Wald Tipo II) a partir do modelo GLM das variáveis resposta abundância, riqueza e diversidade ajustado para pontos focais em diferentes áreas

(Continua)

Variáveis predictoras	Chisq	Df	Pr(>Chisq)
Abundância de interações			
Infestação	6.5558	1	0.01045
Período	0.5183		0.47159
Local	1.3298	1	0.24884
Altura média do ponto	1.2740	1	0.25902

Tabela 3 - Análise de desvios (testes qui-quadrado de Wald Tipo II) a partir do modelo GLM das variáveis resposta abundância, riqueza e diversidade ajustado para pontos focais em diferentes áreas

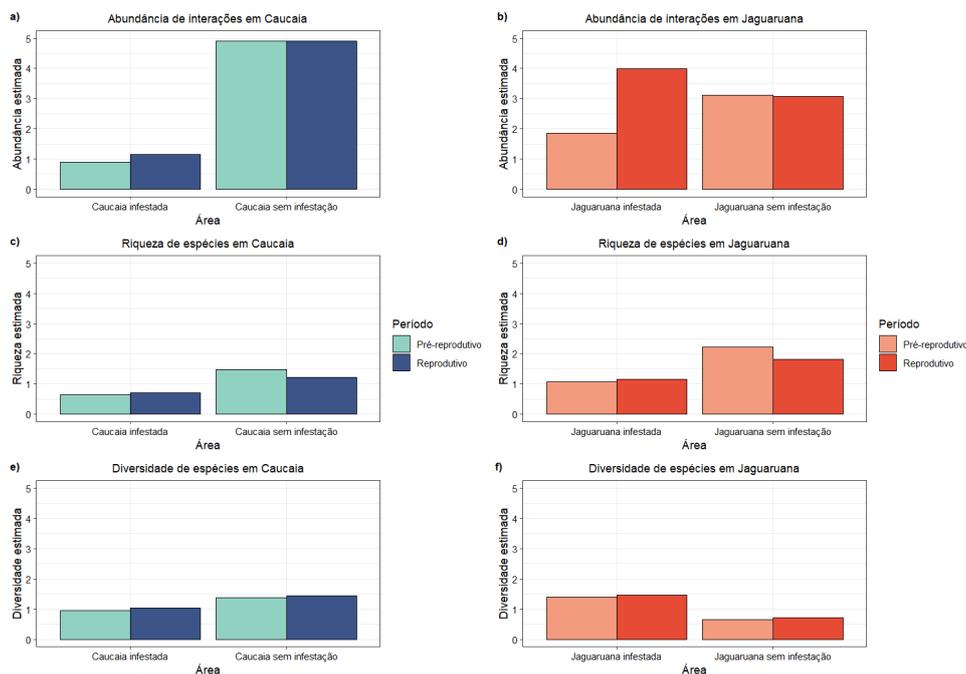
(Conclusão)

Variáveis predictoras	Chisq	Df	Pr(>Chisq)
Número de indivíduos da palmeira no ponto	0.000	1	0.997
Interação entre infestação e período	0.147	1	0.701
Interação entre infestação e local	1.295	1	0.255
Interação entre período e local	0.127	1	0.721
Riqueza de espécies			
Infestação	5.171	1	0.022 *
Período	0.127	1	0.720
Local	2.416	1	0.120
Altura média do ponto	0.261	1	0.609
Número de indivíduos da palmeira no ponto	0.347	1	0.555
Interação entre infestação e período	0.307	1	0.579
Interação entre infestação e local	0.017	1	0.896
Interação entre período e local	0.000	1	0.982
Diversidade de espécies			
Infestação	1.223	1	0.062
Período	2.040	1	0.642
Local	0.277	1	0.463
Altura média do ponto	0.139	1	0.648
Número de indivíduos da palmeira no ponto	2.802	1	0.031*
Interação entre infestação e período	0.049	1	0.983
Interação entre infestação e local	0.272	1	0.050 *
Interação entre período e local	0.200	1	0.980

Fonte: Dados da pesquisa. Legenda: Nível de significância: * $P \leq 0.05$ ** $P < 0.01$ *** $P < 0.001$.

Para a diversidade de aves interagentes, o efeito da infestação e da sua interação com o local de estudo foi marginalmente significativa (tabela 3). Esse resultado indica que o efeito da infestação na diversidade de espécies depende da área, de modo a diminuir a diversidade no município de Caucaia e aumentar em Jaguaruana (figura 4). Para todas as variáveis resposta, o período observado não ocasionou alterações relevantes na avifauna que interage com as plantas (tabela 3).

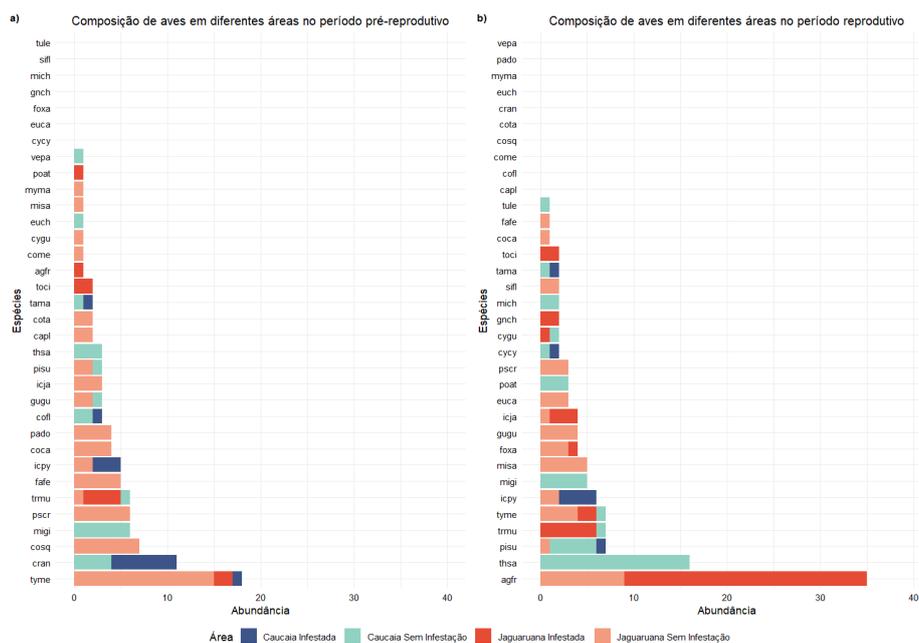
Figura 4 - Média estimada dos parâmetros abundância, riqueza e diversidade nos pontos focais para as áreas de estudo nos municípios de Caucaia e Jaguaruana em diferentes períodos



Fonte: Elaborado pelos autores

Do número total de espécies que interagiu com os indivíduos da palmeira nativa nos pontos focais, 19 espécies interagiram exclusivamente com plantas das áreas sem infestação, representando mais da metade do número total de espécies (tabela 2, figura 5).

Figura 5 – Abundância de interações entre aves e *C. prunifera* e composição da avifauna interagente dos pontos amostrais por área de estudo em diferentes períodos



Fonte: Elaborado pelos autores

De fato, a composição da avifauna que interagiu com *C. prunifera* foi modificada conforme a infestação de *C. madagascariensis* (tabela 4). A infestação e o local, assim como a interação entre esses dois fatores, foram relevantes para explicar as diferenças na composição de espécies (tabela 4). Ao agrupar os pontos amostrais por áreas sem infestação e infestadas de cada município, não houve diferenças significativas na dispersão de amostras dos grupos em relação ao centróide ($F=0.2366$, $P = 0.861$). Isso garante que o efeito observado da interação entre infestação e área na composição é, de fato, devido às diferenças entre as espécies. De forma similar aos resultados de abundância, riqueza e diversidade, o período não interferiu nas diferenças de composição (tabela 4).

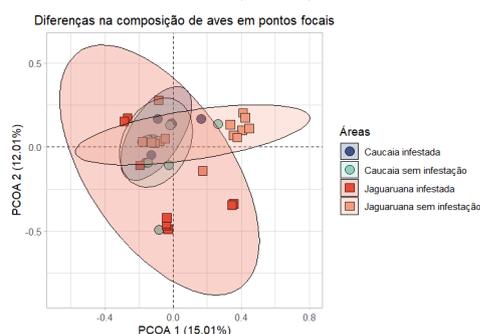
Tabela 4 – Resultados da análise de variância permutacional multivariada (PERMANOVA) para diferenças observadas na composição de espécies que visitaram pontos focais de observações de interações entre aves e *C. prunifera* em áreas e períodos diferentes

Variáveis preditoras	Df	SumOfSqs	R2	F	Pr(>F)
Pontos focais					
Infestação	1	0.7112	0.04519	2.4821	0.005**
Período	1	0.3046	0.01935	1.0629	0.399
Local	1	1.1445	0.07272	3.9943	0.001***
Interação entre infestação e período	1	0.1157	0.00735	0.4037	0.982
Interação entre infestação e área	1	0.8546	0.05430	2.9823	0.001***

Fonte: Dados da pesquisa. Legenda: Nível de significância: * $P \leq 0.05$ ** $P < 0.01$ *** $P < 0.001$.

O efeito de interação entre o local e a infestação por *C. madagascariensis* deveu-se a uma diferença na composição da avifauna que interagiu com *C. prunifera* em áreas com e sem invasão em Jaguaruana, algo que não aconteceu de forma relevante em Caucaia (figura 6).

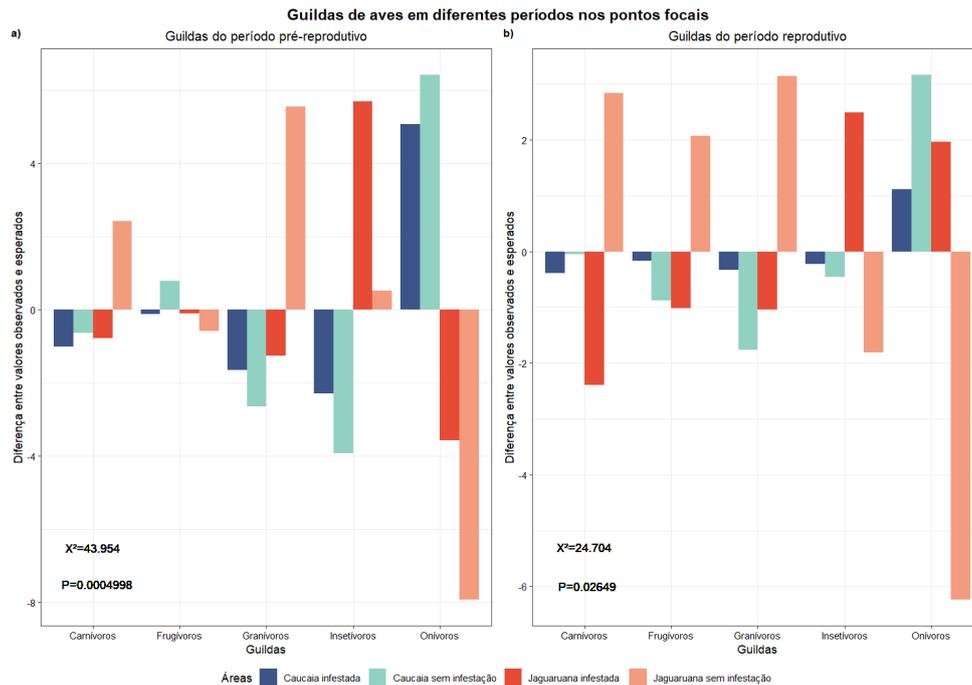
Figura 6 - Ordenação das amostras em dois municípios e duas categorias de infestação por *C. madagascariensis* com base nas diferenças da composição da avifauna interagente com *C. prunifera* a partir da Análise de Coordenadas Principais (PCoA)



Fonte: Elaborada pelos autores.

Ao impactar a abundância, riqueza e composição de espécies em pontos focais, o estabelecimento de *C. madagascariensis* afetou a composição de guildas (figura 7). De modo geral, a infestação é responsável por reduzir a frequência de guildas mais especializadas, principalmente em Jaguaruana (figura 7). Com exceção da área sem invasão em Jaguaruana, os onívoros e insetívoros são as guildas que interagiram com maior frequência em todas as áreas (figura 7).

Figura 7 - Diferenças entre os valores observados e esperados obtidos a partir do teste do qui-quadrado na composição funcional de aves em pontos focais de observação das



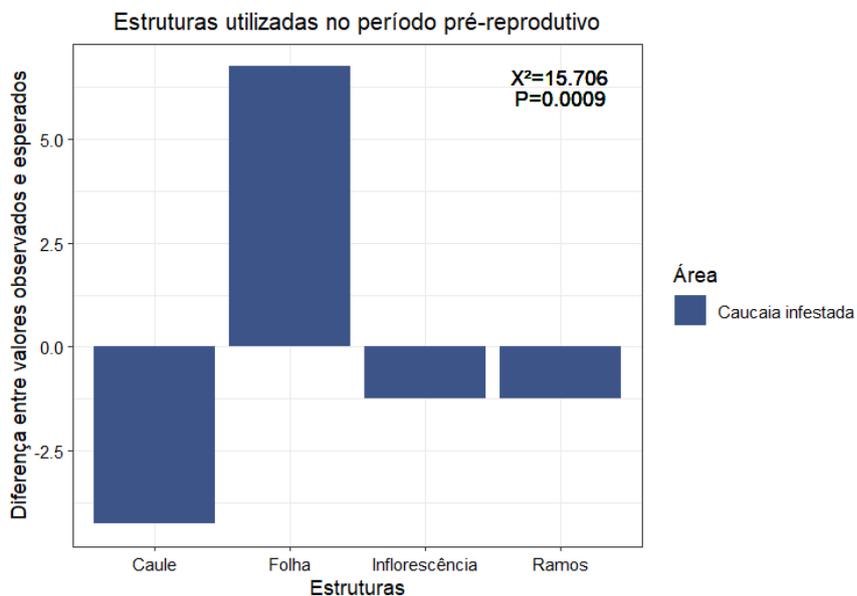
Fonte: Elaborada pelos autores.

Em relação ao uso de estruturas da planta nativa e/ou da liana invasora em áreas invadidas, a avifauna de Caucaia preferiu utilizar estruturas de *C. prunifera* em detrimento de ramos de *C. madagascariensis*, visto que interagiu mais frequentemente com as folhas (figura 8). No período reprodutivo, a diferença entre o uso das estruturas não foi significativa ($X^2= 2.1111$, $P = 0.6632$).

Em Jaguaruana, houve diferenças entre os valores observados e esperados em ambos períodos (figura 9). Apesar disso, as diferenças não ocorreram da mesma forma. No período pré-reprodutivo a avifauna interage mais frequentemente com estruturas de *C. prunifera* (figura 9a). No período reprodutivo, as estruturas mais utilizadas são de *C. madagascariensis* (figura 9b). Embora os gráficos tenham incluído a frequência total observada para cada estrutura, é importante mencionar que aproximadamente metade da frequência observada para o uso dessa estrutura foi

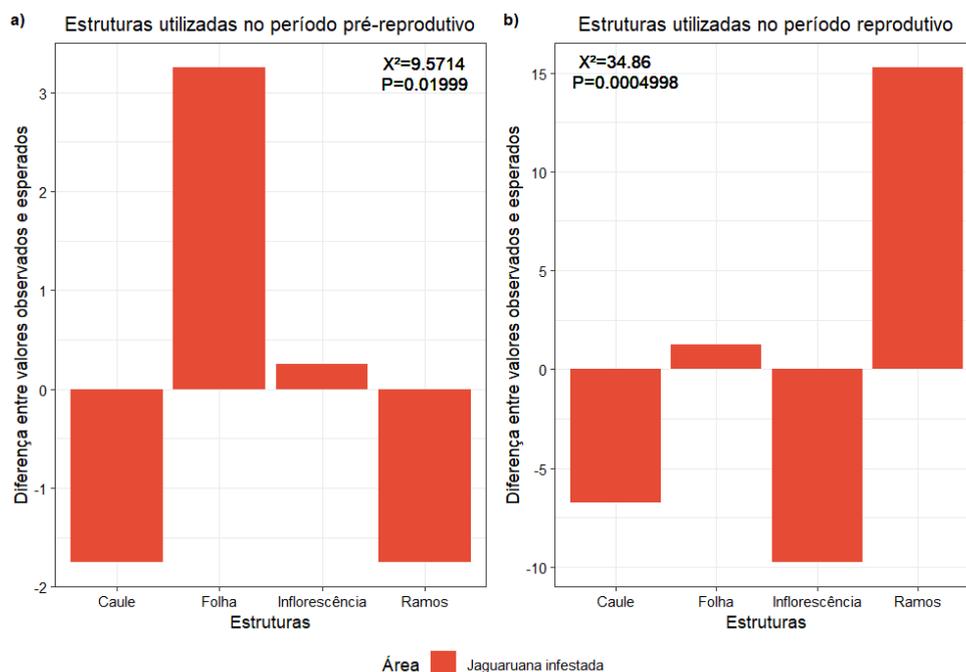
atribuída a uma única espécie, o Asa-de-telha-pálido *Agelaioides fringillarius* Spix, 1824. No geral, independente do período e da área observada, a frequência da utilização da inflorescências não foi relevante.

Figura 8 - Diferenças dos valores observados e esperados a partir do teste do qui-quadrado para o uso das estruturas das plantas em Caucaia no período pré-reprodutivo



Fonte: Elaborada pelos autores.

Figura 9 - Diferenças dos valores observados e esperados a partir do teste do qui-quadrado para o uso das estruturas das plantas em área Jaguaruana em períodos distintos



Fonte: Elaborada pelos autores.

5 DISCUSSÃO

O estabelecimento da liana invasora *C. madagascariensis* não influenciou as interações interespecíficas entre a palmeira nativa e a fauna de modo a impactar a dispersão e recrutamento de plantas nativas. Apesar do efeito da invasão no recrutamento ter sido significativo, isso não ocorreu devido à influência no comportamento dispersor da fauna.

Sob nossa suposição inicial de que as aves interagentes são dispersoras efetivas dos frutos da palmeira e que a presença da infestação não é atrativa para a avifauna, o esperado seria que sob a copa de indivíduos focais infestados houvesse maiores quantidades de frutos depositados nos coletores de sementes. Isso porque os frutos presentes em indivíduos sem infestação seriam removidos da planta pelo comportamento dispersor, enquanto que os frutos de indivíduos localizados em áreas infestadas permaneceriam nos indivíduos e, eventualmente, cairiam sob os coletores. Entretanto, observamos que as aves não se comportaram dessa maneira: ao final do período reprodutivo os frutos depositados sob palmeiras sem infestação e infestada foram equivalentes, tendo em vista que o esforço reprodutivo (nº de inflorescências com frutos) das palmeiras também não foi afetado por *C. madagascariensis*. Uma das razões disso é porque o comportamento da avifauna de bicar os frutos pode ocasionar uma queda precoce dos frutos nos coletores, mas, de qualquer forma, os frutos amadurecem e caem (Guítian, 1992; Jordano; Schupp, 2000). Inclusive, observamos em campo a queda precoce a partir do comportamento da espécie Sanhaço-cinzento *Thraupis sayaca* de bicar o fruto de *C. prunifera* (Apêndice D).

Por outro lado, considerando o uso de estruturas da palmeira nativa, até mesmo no período reprodutivo, a inflorescência e os frutos não foram as principais partes utilizadas por espécies de aves (figura 7, 8). Embora não tenha sido registrada a dispersão efetiva dos frutos da palmeira nativa, houve ocorrências de interações entre a palmeira nativa e possíveis dispersores de sementes, tais como o Periquito-da-caatinga *Eupsittula cactorum*, Bem-te-vi-rajado *Myiodynastes maculatus*, Graúna *Gnorimopsar chopi*, Corrupião *Icterus jamacaii*, Sanhaço-cinzento *Thraupis sayaca*, Fim-fim *Euphonia chlorotica*, Gralha-cancã *Cyanocorax cyanopogon*, Bentevizinho-de-penacho-vermelho *Myiozetetes similis* (Rodrigues, 2017; Lima; Neves; Machado, 2007; Silva, 2023; Gomes; Quirino; Araujo, 2014; Pizo, 2004; Pascotto, 2006; Leite; Castro, 2013; Silva; Leite; Castro, 2013). Apesar disso, a efetivação do comportamento

dispersos exige algumas etapas imprescindíveis (Jordano; Schupp, 2000) que não foram observadas nos registros de interação entre *C. prunifera* e a avifauna.

Para que sejam dispersoras efetivas, as aves necessitam ingerir os frutos inteiros e transportá-los para sítios mais afastados (Herrera; Jordano, 1981; Jordano; Schupp, 2000). O comportamento de ingestão dos frutos ocorre apenas caso exista compatibilidade entre o tamanho do bico e do fruto a ser ingerido (Herrera; Pellmyr, 2002; Wheelwright, 1985). Existe, nesse caso, uma relação positiva entre o tamanho do bico e o tamanho do fruto, de modo que bicos maiores proporcionam a ingestão de frutos grandes (Wheelwright, 1985). De modo contrário, a quantidade de espécies que consome os frutos é relacionada inversamente ao tamanho do fruto (Wheelwright, 1985). Isso significa que poucas espécies de aves conseguem ingerir frutos grandes inteiros (Wheelwright, 1985). No caso de *C. prunifera*, não foram observados comportamentos em que as aves consumiram o fruto por inteiro, apenas registros em que os indivíduos bicavam os frutos, consumindo a polpa e sendo classificados, portanto, em apenas consumidores de polpa, mas não em dispersores efetivos (Jordano; Schupp, 2000).

Em um estudo realizado em florestas da Costa Rica, a média da largura do bico de 89 espécies de aves foi de 11 mm (Wheelwright, 1985). Os frutos com diâmetros superiores a 17 mm foram consumidos por apenas 5 espécies (Wheelwright, 1985). No caso de *C. prunifera*, os frutos podem apresentar médias de 26,06 mm de comprimento e 17,00 mm de diâmetro (Araújo *et al.*, 2013), o que seria um tamanho restritivo, tendo em vista o estudo de Wheelwright (1985). Uma forma alternativa de dispersão de sementes consiste no deslocamento para sítios mais afastados, sem que haja a ingestão do fruto inteiro (Jordano; Schupp, 2000). Quando não há a ingestão completa dos frutos, as aves podem consumir a polpa e descartar as sementes (Levey, 1987; Murray, 1988). Nesse processo, sementes pequenas podem ser dispersas ao serem acidentalmente ingeridas (Levey, 1987; Murray, 1988). É mais provável que sementes maiores (> 4 mm) sejam descartadas e caiam sob a copa das plantas do que sementes menores (Levey, 1987; Murray, 1988). As sementes da *C. prunifera* podem apresentar até 17,80 mm de diâmetro, o que as torna consideravelmente grandes e mais prováveis de serem descartadas por aves que não consomem frutos inteiros (Levey, 1987; Silva *et al.*, 2017). É improvável, portanto, que alguns dispersores de sementes que interagiram com *C. prunifera* consigam dispersar seus frutos por incompatibilidade do tamanho do

bico e do fruto. Por exemplo, a espécie *T. sayaca* consegue apenas bicar os frutos, visto que a largura do seu bico é de 10.11 mm, enquanto o diâmetro médio dos frutos é de 17 mm (Araújo *et al.*, 2013; Côrtes *et al.*, 2009).

Embora as aves não tenham se comportado como dispersoras efetivas, a dispersão das sementes pode ocorrer de outras formas. Além das aves, os mamíferos podem atuar como dispersores e conseguem ingerir frutos maiores do que as aves (Flörchinger *et al.*, 2010). Observamos mamíferos do gênero *Didelphis sp.* e da espécie de sagui *Callithrix jacchus* interagindo com a palmeira nativa nos registros em vídeo dos indivíduos focais. Embora não tenha sido registrado o consumo dos frutos, a possibilidade da dispersão de frutos por essas espécies não pode ser descartada, visto que podem atuar como dispersores de sementes (Lessa; Costa, 2008; Medellín, 1994; Silva *et al.*, 2018).

Outra forma possível de intervenção da liana invasora nos aspectos reprodutivos da palmeira nativa é na interferência sobre o esforço reprodutivo em indivíduos infestados (García León *et al.*, 2017; Kainer; Wadt; Staudhammer, 2014). A competição por recursos pode afetar negativamente os indivíduos de *C. prunifera* localizados em áreas invadidas e produzir menores quantidades de frutos (García León *et al.*, 2017; Kainer; Wadt; Staudhammer, 2014). Entretanto, isso não foi evidenciado em nossos resultados. Os fatores relevantes para a produção de inflorescências foram a altura dos indivíduos focais e o município em que estão localizados. Essa tendência é esperada, visto que indivíduos de plantas mais altas podem produzir maiores quantidades de frutos por maximizarem a captação de luz e possuírem grandes concentrações de carbonos que são disponibilizados para a produção de frutos (Carbone *et al.*, 2013; Horvitz; Schemske, 2008; Minor; Kobe, 2018). A variação conforme o município parece ter relação com a influência das condições climáticas sobre a produção dos frutos (Carevic *et al.*, 2010; Vergotti *et al.*, 2019). No município de Caucaia, os indivíduos da palmeira nativa estão localizados em áreas com menores temperaturas e com maiores índices de pluviosidade (Funceme, 2020; Inmet, 2024; Ipece, 2017). Uma maior disponibilidade de água e menor evapotranspiração contribuem para uma maior produtividade de frutos (Carevic *et al.*, 2010; Vergotti *et al.*, 2019), o que explicaria o maior esforço reprodutivo no município de Caucaia. É importante mencionar que, além das diferenças climáticas, nas áreas localizadas em Jaguaruana ocorre o corte das folhas da palmeira nativa para extração de cera

periodicamente, conforme informações dos proprietários das áreas estudadas. Além de potencialmente reduzir a produção líquida de biomassa da planta (Reichenbacher; Schultz; Hart, 1996) e, portanto, o investimento reprodutivo, durante o corte das folhas, as inflorescências podem ser acidentalmente retiradas da planta (observação de campo), contribuindo adicionalmente para uma redução da produção de frutos. Nossos achados não permitem distinguir entre essas possibilidades, o que pode ser avaliado em estudos futuros.

Dos aspectos da reprodução de *C. prunifera* estudados, encontramos que a invasão biológica de *C. madagascariensis* influenciou exclusivamente o recrutamento da palmeira nativa ao se relacionar negativamente ao número de plântulas estabelecidas sob as copas de *C. prunifera*. Um dos mecanismos pelo qual isso ocorre é por meio da capacidade das plantas invasoras de dominar os espaços, o que implica em maior cobertura vegetal e área foliar ocupada por indivíduos invasores e acarreta a diminuição da quantidade de luz disponível às plântulas das espécies nativas (Fagan; Peart, 2004; Herrera *et al.*, 2006; Reinhart *et al.* 2006; Sousa; Andrade; Xavier, 2016). Nas áreas de estudo, *C. madagascariensis* forma adensamentos massivos que alteram significativamente a chegada de luz ao solo (figura 2). Isso pode modificar a disponibilidade de luz para plântulas germinadas a partir das sementes que caem sob as copas de palmeiras infestadas e, portanto o seu sucesso de estabelecimento. Diante disso, o impacto da planta invasora nos aspectos reprodutivos da palmeira não ocorre por meio de alterações nas interações interespecíficas estabelecidas entre a planta nativa e a fauna, mas por meio da influência direta na germinação de sementes e recrutamento de plântulas. Sabe-se que o sombreamento pode aumentar o tempo de emergência das plântulas de *C. prunifera* e afetar negativamente a qualidade das plântulas (Reis *et al.*, 2011). Ao mesmo tempo, a dominância da *C. madagascariensis* afeta a regeneração natural de espécies nativas (Sousa; Andrade; Xavier, 2016). Em áreas invadidas, o banco de sementes pode ser dominado por sementes de *C. madagascariensis* (Barbosa *et al.*, 2019).

Além dos efeitos no recrutamento de plântulas, a presença da liana invasora afetou diretamente a comunidade de aves que interage com *C. prunifera*. Em áreas invadidas, a abundância e riqueza de espécies foi significativamente menor. De fato, as alterações ambientais ocasionadas pela invasão biológica possuem a capacidade de impactar negativamente a avifauna (Flanders *et al.*, 2006; Silva, 2020). A diminuição na

riqueza de espécies de plantas nativas (Hejda; Pysek; Jarosík, 2009) ocasiona uma substituição nos recursos devido ao estabelecimento e propagação da planta invasora (Flanders *et al.*, 2006; Grzedzicka; Reif, 2020; Skórka, Lenda, Tryjanowski, 2009). Caso a planta invasora não forneça recursos preferíveis e/ou suficientes à fauna, haverá mudanças na forma que as aves interagem em áreas infestadas (Flanders *et al.*, 2006; Hajzlerová; Reif, 2014; Narango; Tallamy; Marra, 2017). Esses recursos podem ser representados por invertebrados localizados em estruturas da planta nativa e que são uma fonte alimentar importante, com o potencial de influenciar o uso do habitat pela avifauna (Flanders *et al.*, 2006; Narango; Tallamy; Marra, 2017). É possível que os invertebrados previamente associados às plantas nativas não interajam com a planta invasora (Ernst; Cappucino, 2005) devido à liberação de compostos prejudiciais, por exemplo (Abgrall *et al.*, 2018). A partir dos nossos resultados, não é possível confirmar que a planta invasora possui menores abundâncias de invertebrados associados. Entretanto, mesmo em áreas infestadas, a maior parte da avifauna parece interagir mais frequentemente com estruturas da planta nativa.

Além de possíveis alterações nos recursos alimentares da avifauna, a planta invasora altera a estrutura do habitat (Reif *et al.*, 2006; Zedler; Kercher, 2004) de várias formas. Ao monopolizar as áreas invadidas, as plantas invasoras ocasionam uma homogeneização ambiental (Benoit; Askins, 1999). Ocorre, assim, uma substituição de substratos provenientes de diferentes espécies de plantas nativas por estruturas da planta invasora (Talley; Nguyen; Nguyen, 2012; Zedler; Kercher, 2004). Por serem espécies distintas das espécies nativas, as características estruturais das plantas invasoras estabelecidas apresentam diferenças na cobertura vegetal, densidade de galhos e altura (Rogers; Chown, 2014). Nas áreas invadidas, *C. madagascariensis* apresenta a capacidade de dominar os espaços e incorporar no ambiente suas estruturas que podem revestir totalmente a palmeira nativa (Barbosa *et al.*, 2019; Silva, Barreto, Pereira, 2008). Conseqüentemente, as estruturas de *C. prunifera*, que são preferíveis a maioria das espécies (figura 8, 9a) ficam menos acessíveis (figura 2). A estrutura do habitat também exerce importância na seleção das aves, visto que a mobilidade e visibilidade no habitat alterado pode não contribuir para a sua ocupação e utilização pela avifauna (Cody, 1981; Walker, 2008). Diante disso, é possível que as alterações ocasionadas pela invasão de *C. madagascariensis* não sejam vantajosas para avifauna, visto que as áreas invadidas foram visitadas menos frequentemente e por um número reduzido de espécies.

As modificações associadas com a presença da planta invasora ocasionaram, além dos impactos na abundância e riqueza de espécies, alterações na composição de espécies que visitam diferentes áreas. As principais diferenças foram encontradas entre as áreas do município de Jaguaruana, visto que 11 espécies de aves ocorrem exclusivamente na área sem infestação. Considerando todas as áreas, 19 espécies de aves interagem exclusivamente em áreas sem infestação. Isso indica que apenas um subgrupo da composição total de aves que interage em áreas sem infestação consegue habitar regiões invadidas. Caso as espécies que frequentaram exclusivamente áreas sem infestação definitivamente não interajam com áreas infestadas, a invasão de *C. madagascariensis* resulta em perda de habitat para, pelo menos, 19 espécies de aves. Nesse contexto, a modificação ambiental ocasionada por plantas invasoras altera o habitat da avifauna de modo que as espécies passam a interagir em áreas invadidas com menor frequência e podem, até mesmo, desaparecer desses ambientes (Gan *et al.*, 2008; Mangachena; Geerts, 2017; Skórka; Lenda; Tryjanowski, 2009).

De forma distinta da abundância, da riqueza e da composição, o impacto da infestação na diversidade de espécies foi significativo apenas quando a interação entre a infestação e o local é considerada. Esse resultado foi devido à inversão do efeito da infestação em função da área de estudos, de modo que a infestação reduziu a diversidade em Caucaia, enquanto aumentou em Jaguaruana. Apesar da menor riqueza de espécies na área infestada de Jaguaruana em ambos períodos, é provável que a abundância seja uniforme entre as espécies de aves que interagiram com as plantas nos pontos amostrais. No período reprodutivo, houve um aumento na abundância de interações nessa área em relação ao período pré-reprodutivo. É possível que o corte das folhas na área sem infestação de Jaguaruana tenha influenciado esse resultado. Como mencionado anteriormente, a área de estudo está localizada em uma propriedade particular em que as folhas são removidas uma vez por ano durante os últimos meses do ano. Isso afeta a avifauna que interage com o carnaubal, visto que encontramos que a principal estrutura da palmeira nativa com a qual as espécies interagem é a folha. Nesse contexto, o corte de estruturas da planta utilizadas por aves potencialmente altera a abundância e a riqueza de espécies que ocupam essas áreas (Moegenburg; Levey, 2003). Nesse caso, os recursos provenientes da liana invasora (Dudek *et al.*, 2016; Michel; Robinson; Sherry, 2015; Schnitzer *et al.*, 2020), podem ser uma alternativa para algumas espécies que conseguem habitar áreas invadidas. Além desse aspecto, é importante considerar que a observação durante o período reprodutivo no município de

Jaguaruana coincidiu com os meses mais quentes do ano (Funceme, 2020). É possível que a liana invasora proporcione refúgios microclimáticos para algumas espécies. A maior cobertura vegetal, representada pelos ramos da planta invasora, poderia auxiliar na amenização da temperatura local (Keppel *et al.*, 2017; Milling *et al.*, 2018; Scheffers *et al.*, 2013).

Entretanto, em termos de abundância, apenas a espécie *A. fringillarius* parece preferir áreas infestadas, especificamente do município de Jaguaruana (figura 4). Por se tratar de uma ave generalista, presente em ambientes urbanos e rurais e apresentar ampla tolerância alimentar (Fraga; Neto, 2014), essa espécie possivelmente consegue utilizar os recursos provenientes da planta invasora. Além desse aspecto, a competição pode influenciar a seleção de habitats em aves, portanto é possível que a diminuição de possíveis competidores e a capacidade de utilização dos recursos da planta invasora, por causa de seus hábitos generalistas, seja responsável pela sua elevada ocorrência em áreas infestadas (Fraga; Neto, 2014; Svårdson 1949). Inclusive, o uso intensificado das estruturas da planta invasora foi feito por essa espécie, o que ocasionou diferenças significativas no período reprodutivo.

Além da tendência geral das plantas invasoras de afetarem a abundância, riqueza e composição, é possível que interfiram na composição funcional da avifauna (Aravind *et al.*, 2010; Grzedzicka; Reif, 2020). Os impactos da invasão dependem dos tipos de alterações promovidas pela espécie invasora e pelas características da avifauna (Grzedzicka; Reif, 2020; Hejda *et al.*, 2017; N A, K N, Rao, 2009; Reif *et al.*, 2006). Neste estudo, as espécies insetívoras e onívoras pareceram ser favorecidas pela infestação. As novas estruturas da vegetação, representadas pelos ramos oriundos da liana invasora, podem servir como habitat para algumas espécies de invertebrados (Dudek *et al.*, 2016; Michel; Robinson; Sherry, 2015; Schnitzer *et al.*, 2020). Por isso, embora a avifauna interaja de forma menos abundante em áreas invadidas, os insetívoros podem ser capazes de explorar os novos recursos. No que se refere às aves onívoras, embora prefiram áreas sem infestação, onde ocorrem de forma mais abundante, essas espécies generalistas são capazes de explorar os ambientes infestados, visto que possuem a capacidade de incorporar diversos recursos na sua dieta (Ducatez; Clavel; Lefebvre, 2015; Reif *et al.*, 2006). É importante ressaltar que, nos ambientes invadidos, ocorre a preservação de algumas características das áreas sem invasão, representadas por recursos remanescentes da planta nativa, que são exploradas pelas espécies de aves (Silva, 2020). Inclusive, mesmo em áreas infestadas, a preferência é de

interação com recursos da palmeira nativa, com exceção da espécie *A. fringillarius*. Nesse contexto, é possível que as estruturas da palmeira nativa sustentem as populações das espécies de aves que não deixaram de interagir completamente com áreas infestadas.

Em uma das áreas (Jaguaruana) a infestação teve um forte efeito de redução da frequência de interações de aves carnívoras, frugívoras e granívoras, principalmente na estação reprodutiva de *C. prunifera*. Entretanto, de maneira geral, considerando as quatro áreas, com exceção da espécie Tuim *Forpus xanthopterygius*, todas as espécies frugívoras e granívoras (Fim-fim *Euphonia chlorotica*, Canário-da-terra *Sicalis flaveola*, Rolinha-roxa *Columbina talpacoti*, Periquito-da-caatinga *Eupsittula cactorum*, Galo-campina *Paroaria dominicana*, Fogo-apagou *Columbina squammata*) interagiram com palmeiras de áreas sem infestação. Embora o número de inflorescências com frutos produzido por indivíduos localizados em áreas sem infestação e áreas infestadas seja similar, a área de estudo é composta por indivíduos de *C. prunifera* em diferentes níveis de infestação. Isso significa que, em uma área infestada, há a presença de palmeiras mortas e totalmente cobertas pela liana invasora (Barbosa *et al.*, 2019). Isso resultaria em uma diminuição de frutos, o que pode afetar a ocupação de algumas espécies de frugívoros (Morante-filho *et al.*, 2018). Desse modo, em larga escala, é possível que a presença da infestação não seja atrativa para frugívoros. Em casos que as plantas invasoras possuem frutos disponíveis ao consumo da avifauna, a invasão biológica pode não ocasionar a redução de frugívoros (Helena; Ramos; Memmott, 2012; N A; K N; Rao, 2009). Todavia, por ser dispersa pelo vento e não apresentar frutos com polpa, é improvável que *C. madagascariensis* atue na atração dos frugívoros (Vieira *et al.*, 2004).

Como mencionado previamente, a estrutura da vegetação contribui de forma importante para a seleção de habitat (Cody, 1981). Além da disponibilidade de recursos, a configuração da vegetação está relacionada com a qualidade do forrageamento (Walker, 2008). Em relação a presença dos carnívoros, é possível que a elevada densidade de ramos da planta invasora não seja ideal para a visualização de presas ou mobilidade de aves que utilizam as estruturas da planta. Isso explicaria o fato de que as espécies de topo de cadeia (Carrapateiro *Milvago chimachima* e Falcão-de-coleira *Falco femoralis*) interagiram exclusivamente com a *C. prunifera* em áreas não infestadas. Além da questão estrutural, é importante considerar os possíveis impactos negativos que plantas invasoras ocasionam na diversidade de animais (Schirmel *et al.*, 2015). Por existir a possibilidade da planta invasora alterar a diversidade de animais, possíveis

presas das aves carnívoras, a ocupação dos indivíduos dessa guilda em áreas sem infestação pode ser explicada sob a perspectiva de abundância nos recursos alimentares (Granzinolli; Motta-Junior, 2006; Schirmel *et al.*, 2015; Soave *et al.*, 2008). Essas presas podem ser espécies diferentes de aves (Granzinolli; Motta-Junior, 2006), que ocupam níveis tróficos abaixo das carnívoras. Verificamos que houve uma tendência da infestação reduzir a frequência de aves granívoras e frugívoras, além da riqueza total de aves, o que desencadearia um efeito bottom-up que explica a redução da frequência de interações de aves carnívoras com *C. prunifera* em áreas infestadas. A modificação nos recursos provenientes de plantas, representada pela invasão de *C. madagascariensis*, também pode gerar um efeito bottom-up em espécies de aves mais especializadas (Karr; Dionne; Schlosser, 1992).

As diferentes linhas de evidência encontradas neste estudo indicam que a presença da liana invasora é responsável por ocasionar um empobrecimento das comunidades de aves, tanto do ponto de vista de abundância quanto de riqueza, o que é acompanhado por mudanças sensíveis na composição taxonômica e funcional. Nesse sentido, a invasão por lianas resulta na ocupação de habitats subótimos e na perda de habitat para aves que habitam exclusivamente áreas não invadidas. Para as plantas nativas, as lianas invasoras ocasionam impactos negativos na regeneração natural e na riqueza de espécies de plantas, além de afetarem diretamente a mortalidade de plantas nativas (Sousa; Andrade; Xavier, 2016; Barbosa *et al.*, 2019). Isso significa que a consequência do avanço da invasão biológica por lianas é a homogeneização de diferentes grupos, o que pode atingir variados níveis tróficos, considerando a relação de dependência entre os táxons (Diller *et al.*, 2021; López-Núñez *et al.*, 2017). Além desse aspecto, as espécies nativas estabelecidas nas áreas previamente à invasão atuam de forma a manter o funcionamento ecossistêmico e podem apresentar importantes valores socioeconômicos (Carvalho; Gomes, 2009; Schnitzer; Bongers, 2002; Sousa *et al.*, 2015; Sundarapandian; Subashree, 2015; van der Heijden *et al.*, 2013; Vieira; Loiola, 2014). Portanto, é imprescindível que o controle de lianas invasoras, nesse estudo representadas por *C. madagascariensis*, não seja negligenciado, visto que continuam a ocupar novos ambientes e, potencialmente, a causar danos às comunidades nativas. Uma das possíveis alternativas para o controle dessa espécie consiste na liberação de patógenos que limitam o crescimento populacional e a invasão de novas áreas (Ellison; Barreto, 2004; Silva; Barreto; Pereira, 2008).

6 CONCLUSÃO

A presença da liana invasora *C. madagascariensis* em áreas infestadas não afeta a produção de frutos e a dispersão de sementes da palmeira nativa *C. prunifera* por meio da influência nas interações interespecíficas entre a planta nativa e a avifauna. As consequências relacionadas à presença da liana invasora nos aspectos reprodutivos da palmeira nativa são representadas exclusivamente por impactos no recrutamento de plântulas.

Apesar de não influenciar a dispersão de sementes nativas, a liana invasora afeta negativamente a abundância e riqueza de aves. Ao considerar todas as áreas, pelo menos 39 espécies de aves e 2 espécies de mamíferos utilizam as estruturas da palmeira nativa. A invasão da *C. madagascariensis* pode representar a perda de habitat para 19 espécies que interagem exclusivamente com indivíduos da *C. prunifera* em áreas sem infestação. Para além da redução na abundância e riqueza de espécies, a presença da planta invasora altera a composição das espécies e ocasiona uma homogeneização funcional em áreas invadidas.

Os efeitos negativos da planta invasora na avifauna não se traduzem em impactos na dispersão de sementes da palmeira nativa. Isso indica que a avifauna observada não se comporta como dispersora efetiva das sementes da *C. prunifera*.

REFERÊNCIAS

- ABGRALL, C.; FOREY, E.; MIGNOT, L.; CHAUVAT, M. Invasion by *Fallopia japonica* alters soil food webs through secondary metabolites. **Soil Biology And Biochemistry**, [S.L.], v. 127, p. 100-109, dez. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.09.016>
- ABRAHAMSON, W. Reproductive Strategies in Dewberries. **Ecology**, [S.L.], v. 56, n. 3, p. 721-726, maio 1975. Wiley. <http://dx.doi.org/10.2307/1935508>.
- ALTMANN, J. Observational Study of Behavior: Sampling Methods. **Behaviour**, Leiden, [S.L.], v. 49, n. 3/4, p. 227-267, 1974.
- ARAÚJO, L. H.; SILVA, R. A.; DANTAS, E.; SOUSA, R.; VIEIRA, F. GERMINAÇÃO DE SEMENTES DA *Copernicia prunifera*: BIOMETRIA, PRÉEMBEBIÇÃO E ESTABELECIMENTO DE MUDAS. **ENCICLOPEDIA BIOSFERA**, [S.L.], v. 9, n. 17, 2013. Disponível em: <https://conhecer.org.br/ojs/index.php/biosfera/article/view/3128>. Acesso em: 8 maio. 2024.
- ARAUJO, R.; LIMA, Y.; PINHEIRO, L.; SAMPAIO, V.; LUCENA, E. Levantamento Florístico do Parque Estadual Botânico do Ceará, Caucaia-CE. **Revista Brasileira de Geografia Física**, [S.L.], v. 16, n. 5, p. 2545–2568, 2023. DOI: 10.26848/rbgf.v16.5.p2545-2568. Disponível em: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/index.php/rbgfe/article/view/257022>. Acesso em: 8 maio. 2024.
- BARBOSA, E.; BONILA, O.; LUCENA, E.; ARAUJO, L.; OLIVEIRA, S. Estrutura de um Fragmento de Caatinga Infestado por *Cryptostegia madagascariensis* Bojer ex Decne. **Revista Brasileira de Geografia Física**, [S.L.], v. 12, n. 5, p. 1952, 28 jun. 2019.
- BARHADIYA, G.; SULTANA, A.; KHUDSAR, F. A.; HUSSAIN, M. Is there any impact of non-native vegetation on bird communities in Delhi, India? **Tropical Ecology**, [S.L.], v. 63, n. 1, p. 49-60, 15 jul. 2021. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s42965-021-00181-2>.
- BATISTA, S.; GOMES, D.; SANTOS, F.; BARBOSA, E.; GUZZI, A. Avifauna do carnaubal do Delta do Parnaíba, Piauí, Brasil sucessional em um remanescente de Caatinga em Sergipe. *Gaia Scientia*, [S.L.], v. 10, n. 4, p. 40-56, 2016. Portal de Periodicos UFPB. <http://dx.doi.org/10.21707/gaia.v10.n04a03>.
- BEESON, C.; DOYLE, P. F. COMPARISON OF BANK EROSION AT VEGETATED AND NON-VEGETATED CHANNEL BENDS. **Journal Of The American Water Resources Association**, [S.L.], v. 31, p. 983-990, dez. 1995.
- BENOIT, L. K.; ASKINS, R. A. Impact of the spread of *Phragmites* on the distribution of birds in Connecticut tidal marshes. **Wetlands**, [S.L.], v. 19, n. 1, p. 194-208, mar. 1999. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/bf03161749>.
- BOCCHESI, R. A.; KLEBER, A.; OLIVEIRA, A.; FAVERO, S. Chuva de sementes e estabelecimento de plântulas a partir da utilização de árvores isoladas e poleiros

artificiais por aves dispersoras de sementes, em área de Cerrado, Mato Grosso do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, Belém, [S.L.], v. 16, n. 3, p. 207-213, 2008.

BLOSSEY, B.; NOTZOLD, R. Evolution of Increased Competitive Ability in Invasive Nonindigenous Plants: a hypothesis. **The Journal Of Ecology**, [S.L.], v.83, p.887-889, 1995. <http://dx.doi.org/10.2307/2261425>.

BLUMENTHAL, D.; MITCHELL, C.; PYLEK, P.; JAROLIK, V. Synergy between pathogen release and resource availability in plant invasion. **Proceedings Of The National Academy Of Sciences**, [S.L.], v.106, p.7899-7904, 2009. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.0812607106>.

BROADBENT, A.; STEVENS, C.; PELTZER, D.; OSTLE, N.; ORWIN, K. Belowground competition drives invasive plant impact on native species regardless of nitrogen availability. **Oecologia**, [S.L.], v. 186, n. 2, p. 577-587, 7 dez. 2017. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s00442-017-4039-5>.

CARBONE, M. S.; CZIMCZIK, C. I.; KEENAN, T. F.; MURAKAMI, P. F.; PEDERSON, N.; SCHABERG, P. G.; XU, X.; RICHARDSON, A.D. Age, allocation and availability of nonstructural carbon in mature red maple trees. **New Phytologist**, [S.L.], v. 200, n. 4, p. 1145-1155, 27 ago. 2013. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/nph.12448>.

CAREVIC, F. S.; FERNÁNDEZ, M.; ALEJANO, R.; VÁZQUEZ-PIQUÉ, J.; TAPIAS, R.; CORRAL, E.; DOMINGO, J. Plant water relations and edaphoclimatic conditions affecting acorn production in a holm oak (*Quercus ilex* L. ssp. *ballota*) open woodland. **Agroforestry Systems**, [S.L.], v. 78, n. 3, p. 299-308, 18 jul. 2009. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10457-009-9245-7>.

CARVALHO, J. N. F.; GOMES, J. M. A. Pobreza, emprego e renda na economia da carnaúba. Documentos Técnico-Científicos – **Revista Econômica do Nordeste - REN**, [S.L.], vol. 40, n. 2, abril-junho, 2009.

CASTRO, A.; MORO, M.; MENEZES, M. O Complexo Vegetacional da Zona Litorânea no Ceará: pecém, são gonçalo do amarante. **Acta Botanica Brasilica**, [S.L.], v. 26, n. 1, p. 108-124, mar. 2012. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s0102-33062012000100013>.

CEARÁ, Governo do Estado do. CONTEXTUALIZAÇÃO DA UC PARQUE ESTADUAL BOTÂNICO DO CEARÁ. Ceará: Secretaria de Turismo, 2021.

CHITTKA, L.; SCHÜRKENS, S. Successful invasion of a floral market. **Nature**, [S.L.], v. 411, n. 6838, p. 653-653, 1 jun. 2001. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/35079676>.

CODY, Martin L. Habitat Selection in Birds: the roles of vegetation structure, competitors, and productivity. **Bioscience**, [S.L.], v. 31, n. 2, p. 107-113, fev. 1981. Oxford University Press (OUP). <http://dx.doi.org/10.2307/1308252>.

CÔRTEZ, M.; CAZETTA, E; STAGGEMEIER, V.; GALETTI, M. Linking frugivore activity to early recruitment of a bird dispersed tree, *Eugenia umbelliflora* (Myrtaceae) in the Atlantic rainforest. **Austral Ecology**, [S.L.], v. 34, n. 3, p. 249-258, 15 abr. 2009. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1442-9993.2009.01926.x>.

COSTA, V.; GOMES, J. Crédito e conservação ambiental no extrativismo da carnaúba (*Copernicia prunifera* (Mill.) H. E. Moore) no nordeste brasileiro no período de 2007 a 2012. **Interações (Campo Grande)**, 29 fev. 2016. Universidade Católica Dom Bosco. <http://dx.doi.org/10.20435/1518-70122016101>.

CONNELL, J.H. On the role of natural enemies in preventing competitive exclusion in some marine animals and in rain forest trees. In: DEN BOER, P.J.; GRADWELL, G.R. **Dynamics of Population**. Gradwell. Wageningen: Pudoc, 1970.

COSTA, A.; HELENO, R.; DUFRENE, Y.; HUCKLE, E.; GABRIEL, R.; HARRINSON, X.; SCHABO, D.; FARWIG, N.; KAISER-BUNBURY, C.N. Seasonal variation in impact of non-native species on tropical seed dispersal networks. **Functional Ecology**, [S.L.], v. 00, p.1-14, 2022. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.14171>.

DILLER, J. G. P.; DRESCHER, S.; HOFMANN, M.; RABUS, M.; FELDHAAR, H.; LAFORSCH, C. The Beauty is a beast: Does leachate from the invasive terrestrial plant *Impatiens glandulifera* affect aquatic food webs? **Ecology and Evolution**, [S.L.], v. 12, p. e8781, 2022. <https://doi.org/10.1002/ece3.8781>

DUCATEZ, S.; CLAVEL, J.; LEFEBVRE, L. Ecological generalism and behavioural innovation in birds: technical intelligence or the simple incorporation of new foods?. **Journal Of Animal Ecology**, [S.L.], v. 84, n. 1, p. 79-89, 9 jul. 2014. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2656.12255>.

DUDEK, K.; MICHLEWICZ, M.; DUDEK, M.; TRYJANOWSKI, P. Invasive Canadian goldenrod (*Solidago canadensis* L.) as a preferred foraging habitat for spiders. **Arthropod-Plant Interactions**, [S.L.], v. 10, n. 5, p. 377-381, 29 jul. 2016. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11829-016-9455-7>.

ELLISON, C. A.; BARRETO, R. W. Prospects for the Management of Invasive Alien Weeds Using Co-Evolved Fungal Pathogens: a latin american perspective. **Biological Invasions**, [S.L.], v. 6, n. 1, p. 23-45, 2004. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1023/b:binv.0000010118.36571.ef>.

ERNST, C. M.; CAPPUCINO, N. The effect of an invasive alien vine, *Vincetoxicum rossicum* (Asclepiadaceae), on arthropod populations in Ontario old fields. **Biological Invasions**, [S.L.], v. 7, n. 3, p. 417-425, maio 2005. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10530-004-4062-4>.

ESTATÍSTICA, Instituto Brasileiro de Geografia e. Produção da Extração Vegetal e Silvicultura 2020. Disponível em: https://www.aen.pr.gov.br/sites/default/arquivos_restritos/files/migrados/0610pevs_2020_v35_informativo.pdf. Acesso em: 30 abr. 2024.

FAGAN, M.E; PEART, D.R. Impact of the invasive shrub glossy buckthorn (*Rhamnus frangula* L.) on juvenile recruitment by canopy trees. *Forest Ecology And Management*, [S.L.], v. 194, n. 1-3, p. 95-107, jun. 2004. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2004.02.015>.

FLANDERS, A. A.; KUVLESKY, W. P.; RUTHVEN, D. C.; ZAIGLIN, R. E.; BINGHAM, R. L.; FULBRIGHT, T. E.; HERNÁNDEZ, F.; BRENNAN, L. A. Effects of Invasive Exotic Grasses on South Texas Rangeland Breeding Birds. *The Auk*, [S.L.],

v. 123, n. 1, p. 171-182, 1 jan. 2006. Oxford University Press (OUP).
<http://dx.doi.org/10.1093/auk/123.1.171>.

FLÖRCHINGER, M.; BRAUN, J.; BÖHNING-GAESE, K.; SCHAEFER, H. M. Fruit size, crop mass, and plant height explain differential fruit choice of primates and birds. *Oecologia*, [S.L.], v. 164, n. 1, p. 151-161, 19 maio 2010. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s00442-010-1655-8>.

FRAGA, R. M.; D'ANGELO NETO, S. Natural history notes and breeding of the Pale Baywing (*Agelaioides fringillarius*) in northern Minas Gerais, Brazil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, [S.L.], v. 22, n. 2, p. 238-241, jun. 2014. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/bf03544251>.

Funceme. **B-R-O Bró: entenda por que o período costuma ser mais quente no Ceará**. 2020. Disponível em: <http://www.funceme.br/?p=8082>. Acesso em: 30 abr. 2024.

GAN, X.; CAI, Y.; CHOI, C.; MA, Z.; CHEN, J.; LI, B. Potential impacts of invasive *Spartina alterniflora* on spring bird communities at Chongming Dongtan, a Chinese wetland of international importance. **Estuarine, Coastal And Shelf Science**, [S.L.], v. 83, n. 2, p. 211-218, jun. 2009. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2009.03.026>.

GOMES, V.; QUIRINO, Z.; ARAUJO, H. Frugivory and seed dispersal by birds in *Cereus jamacaru* DC. ssp. *jamacaru* (Cactaceae) in the Caatinga of Northeastern Brazil. **Brazilian Journal Of Biology**, [S.L.], v. 74, n. 1, p. 32-40, fev. 2014. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.15312>.

GRANZINOLLI, M., MOTTA-JUNIOR, J. C. Predation on the Cattle Egret (*Bubulcus ibis*) and consumption of the Campo Flicker (*Colaptes campestris*) by the Aplomado Falcon (*Falco femoralis*) in Brazil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, [S.L.], v. 14, n. 4, p. 453-454, 2006.

GREGORY, R.; GIBBONS, D.; DONALD, P. Bird census and survey techniques. **Bird Ecology And Conservation**, p. 17-56, 17 jun. 2004. Oxford University Press. <http://dx.doi.org/10.1093/acprof:oso/9780198520863.003.0002>.

GRZĘDZICKA, E.; REIF, J. Impacts of an invasive plant on bird communities differ along a habitat gradient. **Global Ecology And Conservation**, [S.L.], v. 23, set. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e01150>.

HAJZLEROVÁ, L.; REIF, J. Bird species richness and abundance in riparian vegetation invaded by exotic *Reynoutria* spp. **Biologia**, [S.L.], v. 69, n. 2, p. 247-253, 20 dez. 2013. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.2478/s11756-013-0296-x>.

HEITHAUS, E. R. Coevolution between Bats and Plants. In: KUNZ, T. H. **Ecology of Bats**. Boston: Springer, 1982. p. 327-367.

HEJDA, M.; HANZELKA, J.; KADLEC, T.; STROBL, M.; PYŁEK, P.; REIF, J. Impacts of an invasive tree across trophic levels: species richness, community composition and resident species traits. **Diversity And Distributions**, [S.L.], v. 23, n. 9, p. 997-1007, 30 ago. 2017. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/ddi.12596>.

- HEJDA, M.; PYŠEK, P.; JAROŠÍK, V. Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. **Journal of Ecology**, Wiley, [S.L.], v. 97, n. 3, p. 393–403, maio 2009.
- HELENO, R. H.; CEIA, R. S.; RAMOS, J. A.; MEMMOTT, J. Effects of Alien Plants on Insect Abundance and Biomass: a food-web approach. **Conservation Biology**, [S.L.], v. 23, n. 2, p. 410-419, abr. 2009. Wiley.
- HELENO, R. H.; RAMOS, J. A.; MEMMOTT, J.. Integration of exotic seeds into an Azorean seed dispersal network. **Biological Invasions**, [S.L.], v. 15, n. 5, p. 1143-1154, 27 nov. 2012. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10530-012-0357-z>.
- HERRERA, C. Seed Dispersal by Vertebrates. In: HERRERA, Carlos M.; PELLMYR, Olle. **Plant-Animal Interactions: An Evolutionary Approach**. Oxford: Blackwell Publishing, 2002. p. 185-208.
- HERRERA, C. M.; JORDANO, P. Prunus mahaleb and Birds: the high efficiency seed dispersal system of a temperate fruiting tree. **Ecological Monographs**, [S.L.], v. 51, n. 2, p. 203-218, jun. 1981. Wiley. <http://dx.doi.org/10.2307/2937263>.
- HERRERA, I.; FERRER-PARIS, J. R.; HERNÁNDEZ-ROSAS, J. I.; NASSAR, J. M. Impact of two invasive succulents on native-seedling recruitment in Neotropical arid environments. **Journal Of Arid Environments**, [S.L.], v. 132, p. 15-25, set. 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jaridenv.2016.04.007>.
- HIGGINBOTHAM, J. L.; DIXON, M.T.; AMMERMAN, L. K. Yucca Provides Roost for Lasiurus xanthinus (Chiroptera: vespertilionidae) in Texas. **The Southwestern Naturalist**, [S.L.], v. 45, n. 3, p. 338, set. 2000. JSTOR. <http://dx.doi.org/10.2307/3672839>.
- HORVITZ, C.C.; SCHEMSKE, D. W. Effects of plant size, leaf herbivory, local competition and fruit production on survival, growth and future reproduction of a neotropical herb. **Journal Of Ecology**, [S.L.], v. 90, n. 2, p. 279-290, abr. 2002. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2745.2001.00660.x>.
- HOWELL, D. J. Flock Foraging in Nectar-Feeding Bats: advantages to the bats and to the host plants. **The American Naturalist**, [S.L.], v. 114, n. 1, p. 23-49, jul. 1979. University of Chicago Press. <http://dx.doi.org/10.1086/283452>.
- INMET. Gráficos Climatológicos. Disponível em: <https://clima.inmet.gov.br/GraficosClimatologicos/>. Acesso em: 19 maio 2024.
- IPECE. Perfil Municipal 2017: Caucaia. Ceará: Secretaria do Planejamento e Gestão do Estado do Ceará, 2017.
- IPECE. Perfil Municipal 2017: Jaguaruana. Ceará: Secretaria do Planejamento e Gestão do Estado do Ceará, 2017.
- JANZEN, D. H. Herbivores and the Number of Tree Species in Tropical Forests. **The American Naturalist**, [S.L.], v. 104, n. 940, p. 501-528, nov. 1970. University of Chicago Press. <http://dx.doi.org/10.1086/282687>.
- JORDANO, P.; SCHUPP, E. W. SEED DISPERSER EFFECTIVENESS: the quantity component and patterns of seed rain for Prunus mahaleb. **Ecological Monographs**, [S.L.],

v. 70, n. 4, p. 591-615, nov. 2000. Wiley. [http://dx.doi.org/10.1890/0012-9615\(2000\)070\[0591:sdetqc\]2.0.co;2](http://dx.doi.org/10.1890/0012-9615(2000)070[0591:sdetqc]2.0.co;2).

KAINER, K.; WADT, L.; STAUDHAMMER, C. Testing a silvicultural recommendation: Brazil nut responses 10 years after liana cutting. **Journal of Applied Ecology**, [S.L.], v. 51, n. 3, 2014.

KARR, J.R.; DIONNE, M.; SCHLOSSER, I. Bottom-up vs. top-down regulation of vertebrate populations: lesson from birds and fish. In: HUNTER, M.D.; OHGUSHI, T.; PRICE, P. **Effects of Resource Distribution of Animal-plant Interactions**. California: Academic Press, 1992. p. 243 – 286.

KEPPEL, G.; ANDERSON, S.; WILLIAMS, C.; KLEINDORFER, S.; O'CONNELL, C. Microhabitats and canopy cover moderate high summer temperatures in a fragmented Mediterranean landscape. **Plos One**, [S.L.], v. 12, n. 8, 14 ago. 2017. Public Library of Science (PLoS). <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0183106>.

KLACKENBERG, J. Revision of the genus *Cryptostegia* R. Br. (Apocynaceae, Periplocoideae). **Adansonia**, [S.L.], v. 3, n. 23, p. 205-218, 2001.

KUEFFER, C.; KRONAUER, L.; EDWARDS, P.J. Wider spectrum of fruit traits in invasive than native floras may increase the vulnerability of oceanic islands to plant invasions. **Oikos**, [S.L.], v. 118, p.1327-1334, 2009. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2009.17185>.

KUNZ, T. H.; TORREZ, E.; BAUER, D.; LOBOVA, T.; FLEMING, T. H. Ecosystem services provided by bats. *Annals Of The New York Academy Of Sciences*, [S.L.], v. 1223, n. 1, p. 1-38, mar. 2011. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1749-6632.2011.06004.x>.

LESSA, L.G.; COSTA, F. N. Diet and seed dispersal by five marsupials (Didelphimorphia: didelphidae) in a brazilian cerrado reserve. **Mammalian Biology**, [S.L.], v. 75, n. 1, p. 10-16, jan. 2010. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1016/j.mambio.2008.11.002>.

LEVEY, D. J. Seed Size and Fruit-Handling Techniques of Avian Frugivores. **The American Naturalist**, [S.L.], v. 129, n. 4, p. 471-485, abr. 1987. University of Chicago Press. <http://dx.doi.org/10.1086/284652>.

LIMA, D. M.; NEVES, E. L. das; MACHADO, C. G. Bird frugivory on palm oil *Elaeis guineensis* Jacq. (Arecaceae) in the Costa do Dendê, Valença, Bahia, Brazil. **SITIENTIBUS série Ciências Biológicas**, [S.L.], v. 7, n. 4, p. 354–359, 2007. DOI: 10.13102/scb8104. Disponível em: <https://periodicos.uefs.br/index.php/sitientibusBiologia/article/view/8104>. Acesso em: 8 may. 2024.

LÓPEZ-NUÑEZ, F.; HELENO, R.; RIBEIRO, S.; MARCHANTE, H.; MARCHANTE, E. Four-trophic level food webs reveal the cascading impacts of an invasive plant targeted for biocontrol. **Ecology**, [S.L.], v. 98, n. 3, p. 782-793, mar. 2017. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1002/ecy.1701>.

LORENZI, H. **Árvores Brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do brasil**. Nova Odessa: Plantarum, 1992.

- MAIA, A.; LUCENA, R.; SILVA, M. GESTÃO AMBIENTAL NO CEARÁ: a carcinicultura no município de jaguaruana. **Revista Foco**, [S.L.], v. 16, n. 6, p. 2107-133, 1 jun. 2023. South Florida Publishing LLC. <http://dx.doi.org/10.54751/revistafoco.v16n6-005>.
- MANGACHENA, J.R.; GEERTS, S. Invasive alien trees reduce bird species richness and abundance of mutualistic frugivores and nectarivores; a bird's eye view on a conflict of interest species in riparian habitats. **Ecol. Res.**, [S.L.], v.32, p.667-676, 2017.
- MARSHALL, A G. Old World phytophagous bats (Megachiroptera) and their food plants: a survey. **Zoological Journal Of The Linnean Society**, [S.L.], v. 83, n. 4, p. 351-369, abr. 1985. Oxford University Press (OUP). <http://dx.doi.org/10.1111/j.1096-3642.1985.tb01181.x>.
- MEDEIROS, W.; LACERDA, C.; ZANDAVALLI, R.; ARAUJO, I.; SOUSA, C.; BEZERRA, A.; RIBEIRO, A.; BRAZ, R. The ecophysiological responses of Copernicia prunifera palm trees to soil constraints and competition with invasive Cryptostegia madagascariensis in tropical dryland. **Acta Physiologiae Plantarum**, [S.L.], v. 45, n. 3, 8 fev. 2023. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11738-023-03525-8>.
- MEDELLIN, R. A. Seed Dispersal of Cecropia obtusifolia by Two Species of Opossums in the Selva Lacandona, Chiapas, Mexico. **Biotropica**, [S.L.], v. 26, n. 4, p. 400, dez. 1994. JSTOR. <http://dx.doi.org/10.2307/2389234>.
- MICHEL, N. L.; ROBINSON, D.; SHERRY, T. Liana-bird relationships: a review. In: SCHNITZER, S. *et al.* **Ecology of Lianas**. Nova Jersey: John Wiley & Sons, 2014. p. 362–397.
- MILLING, C. R.; RACHLOW, J. L.; OLSOY, P. J.; CHAPPELL, M. A.; JOHNSON, T. R.; FORBEY, J.S.; SHIPLEY, L.A.; THORNTON, D. H. Habitat structure modifies microclimate: an approach for mapping fine scale thermal refuge. **Methods In Ecology And Evolution**, [S.L.], v. 9, n. 6, p. 1648-1657, 24 abr. 2018. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/2041-210x.13008>.
- MINOR, D. M.; KOBE, R. K. Fruit production is influenced by tree size and size-asymmetric crowding in a wet tropical forest. **Ecology And Evolution**, [S.L.], v. 9, n. 3, p. 1458-1472, 15 jan. 2019. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1002/ece3.4867>.
- MOEGENBURG, S. M.; LEVEY, D. J. DO FRUGIVORES RESPOND TO FRUIT HARVEST? AN EXPERIMENTAL STUDY OF SHORT-TERM RESPONSES. **Ecology**, [S.L.], v. 84, n. 10, p. 2600-2612, out. 2003. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1890/02-0063>.
- MOKOTJOMELA, T.M.; MUSIL, C.F.; ESLER, K. J. Do frugivorous birds concentrate their foraging activities on those alien plants with the most abundant and nutritious fruits in the South African Mediterranean-climate region?. **Plant Ecology**, [S.L.], v. 214, p. 49-59, 2013. [10.1007/s11258-012-0145y](http://dx.doi.org/10.1007/s11258-012-0145y)
- MOLLIE, E. B.; KASPER, K.; KOEN, B.; MAGNUSSON, A.; CASPER, B.; ANDER, N.; HANS, S. MARTIN, M.; BENJAMIN, B. glmmTMB Balances Speed and Flexibility Among Packages for Zero-inflated Generalized Linear Mixed Modeling. **The R Journal**, [S.L.], v.9, n.2, p. 378-400, 2017.

MORO, M. F. Vegetação, unidades fitoecológicas e diversidade paisagística do estado do Ceará. **Rodriguésia**, [S.L.], v. 66, n. 3, p. 717-743, jul./set. 2015.

MURRAY, K.G. Avian Seed Dispersal of Three Neotropical Gap-Dependent Plants. *Ecological Monographs*, [S.L.], v. 58, n. 4, p. 271-298, dez. 1988. Wiley. <http://dx.doi.org/10.2307/1942541>.

N A, A.; RAO, D.; SHAANKER, R.; K N, G. Impact of the invasive plant, *Lantana camara*, on bird assemblages at Male Mahadeshwara Reserve Forest, South India. **Tropical Ecology**. [S.L.], v. 51. p. 325-338, 2009.

NARANGO, D.; TALLAMY, D.; MARRA, P. Native plants improve breeding and foraging habitat for an insectivorous bird. **Biological Conservation**, [S.L.], v. 213, p. 42–50, 2017.

OKSANEN, J. et al. **vegan: Community Ecology Package**. 2022. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.

ORR, S. I P.; RUDGERS, J. A.; CLAY, K. Invasive Plants can Inhibit Native Tree Seedlings: testing potential allelopathic mechanisms. *Plant Ecology*, [S.L.], v. 181, n. 2, p. 153-165, dez. 2005. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11258-005-5698-6>.

OX, J.; WEISBERG, S. **An R Companion to Applied Regression**. 3 ed. California: Sage, 2019. <https://socialsciences.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion/>.

PARADIS, E.; SCHLIEP, K. Ape 5.0: an environment for modern phylogenetics and evolutionary analyses in r. **Bioinformatics**, [S.L.], v. 35, n. 3, p. 526-528, 17 jul. 2018. Oxford University Press (OUP). <http://dx.doi.org/10.1093/bioinformatics/bty633>.

PASCOTTO, M.C. Avifauna dispersora de sementes de *Alchornea glandulosa* (Euphorbiaceae) em uma área de mata ciliar no estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Ornitologia**, [S.L.], v.14, n.3, p.291-296, 2006.

PHILLIPS, OL.; VÁSQUEZ, M. R.; MONTEAGUDO, M. A. LARGE LIANAS AS HYPERDYNAMIC ELEMENTS OF THE TROPICAL FOREST CANOPY. **Ecologia**, [S.L.], v. 86, p. 1250–1258, 2005.

PUTZ, F.E. **The natural history of lianas on Barro Colorado Island, Panama**. *Ecology*, [S.L.], v. 65, p. 1713-1724, 1984.

PIZO, M. A. Frugivory and habitat use by fruit-eating birds in a fragmented landscape of southeast Brazil. **Ornitologia Neotropical**, [S.L.], v. 15, n. 1, p.117–126, 2004.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, 2021. <https://www.R-project.org/>.

REICHENBACKER, R. R.; SCHULTZ, R. C.; HART, E. R. Artificial Defoliation Effect on *Populus* Growth, Biomass Production, and Total Nonstructural Carbohydrate Concentration. **Environmental Entomology**, [S.L.], v. 25, n. 3, p. 632-642, 1 jun. 1996. Oxford University Press (OUP). <http://dx.doi.org/10.1093/ee/25.3.632>.

REIF, J.; HANZELKA, J.; KADLEC, T.; STROBL, M.; HEJDA, M. Conservation implications of cascading effects among groups of organisms: the alien tree robinia pseudacacia in the czech republic as a case study. **Biological Conservation**, [S.L.], v. 198, p. 50-59, jun. 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2016.04.003>.

- REINHART, K. O.; GURNEE, J.; TIRADO, R.; CALLAWAY, R. M. INVASION THROUGH QUANTITATIVE EFFECTS: intense shade drives native decline and invasive success. **Ecological Applications**, [S.L.], v. 16, n. 5, p. 1821-1831, out. 2006. Wiley. [http://dx.doi.org/10.1890/1051-0761\(2006\)016\[1821:itqeis\]2.0.co;2](http://dx.doi.org/10.1890/1051-0761(2006)016[1821:itqeis]2.0.co;2).
- REIS, R.; PEREIRA, M.; GONÇALVES, N.; PEREIRA, D.; BEZERRA, A. EMERGÊNCIA E QUALIDADE DE MUDAS DE Copernicia prunifera EM FUNÇÃO DA EMBEBIÇÃO DAS SEMENTES E SOMBREAMENTO. **Revista da Caatinga**, [S.L.], v.24, n.4, 2011.
- RICCIARDI, A. Invasive Species. **Ecological Systems**, [S.L.], p. 161-178, 28 nov. 2012. Springer New York. http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4614-5755-8_10.
- RODRIGUES, G. Ecologia alimentar de psitacídeos na diagonal seca brasileira e implicações no processo de soltura. 2017. 124 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2017.
- ROGERS, A. M.; CHOWN, S. L. Novel ecosystems support substantial avian assemblages: the case of invasive alien acacia thickets. **Diversity And Distributions**, [S.L.], v. 20, n. 1, p. 34-45, 6 set. 2013. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/ddi.12123>.
- SCHEFFERS, B.R.; EDWARDS, D. P.; DIOSMOS, A.; WILLIAMS, S. E.; EVANS, T. A. Microhabitats reduce animal's exposure to climate extremes. **Global Change Biology**, [S.L.], v. 20, n. 2, p. 495-503, 19 nov. 2013. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.12439>.
- SCHIRMEL, J.; BUNDSCHUH, M.; ENTLING, M. H.; KOWARIK, I.; BUCHHOLZ, S. Impacts of invasive plants on resident animals across ecosystems, taxa, and feeding types: a global assessment. **Global Change Biology**, [S.L.], v. 22, n. 2, p. 594-603, 11 dez. 2015. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.13093>.
- SCHMIDT, K.; WHELAN, C. Effects of Exotic Lonicera and Rhamnus on Songbird Nest Predation. **Conservation Biology**, [S.L.], v. 13, n. 6, p. 1502–1506, 1999.
- SCHNITZER, S.; BONGERS, F. **Liana ecology and its role in forests**. *Eco Trends*. *Evolve* 17, p. 223-230, 2002.
- SCHNITZER, S. A.; MICHEL, N. L.; POWERS, J. S.; ROBINSON, W. Douglas. Lianas maintain insectivorous bird abundance and diversity in a neotropical forest. **Ecology**, [S.L.], v. 101, n. 12, 10 nov. 2020. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1002/ecy.3176>.
- SEIER, M. K.; RAPINI, A.; POLLARD, K. M.; BARRETO, R. W.; EVANS, H. C. Tracing the origins and tracking the movements of invasive rubber vines (*Cryptostegia* spp., Apocynaceae). **Neobiota**, [S.L.], v. 89, p. 95-133, 8 nov. 2023. Pensoft Publishers. <http://dx.doi.org/10.3897/neobiota.89.109180>.
- SHIFERAW, H. Some biological characteristics that foster the invasion of *Prosopis juliflora* (Sw.) DC. at Middle Awash Rift Valley Area, north-eastern Ethiopia. **Journal Of Arid Environments**, [S.L.], v. 58, n. 2, p. 135-154, 2004.
- SILVA, C.; VIANA-JUNIOR, A.; AZEVEDO, C.; FABRICANTE, J. Do vegetal communities dominated by invasive exotic plant species affect the structure of bird communities in an Atlantic Forest area? *Ornithology Research*, [S.L.], v. 28, n. 4, p. 241-249, dez. 2020. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s43388-021-00035-4>.

SILVA, J. L.; BARRETO, R. W.; PEREIRA, O. L. *Pseudocercospora cryptostegiae-madagascariensis* sp. nov. on *Cryptostegia madagascariensis*, an Exotic Vine Involved in Major Biological Invasions in Northeast Brazil. **Mycopathologia**, [S.L.], v. 166, n. 2, p. 87-91, 18 abr. 2008. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11046-008-9120-5>.

SILVA, L. White-naped jay, *Cyanocorax cyanopogon* (Aves, Passeriformes, Corvidae): a potential disperser of diaspores. **Ornithology Research**, [S.L.], v. 31, n. 1, p. 13-18, 9 jan. 2023. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s43388-023-00118-4>.

SILVA, L. B.; LEITE, A. V. L.; CASTRO, C. C. Frugivoria por aves em *Miconia prasina* D. C. (Melastomataceae) em um fragmento de Mata Atlântica no nordeste do Brasil. **Atualidades Ornitológicas**, [S.L.], v. 174, p. 4-7, 2013.

SILVA, M. F.; VERONA, C. E.; CONDE, M.; PIRES, A. S. Frugivory and potential seed dispersal by the exotic-invasive marmoset *Callithrix jacchus* (Primates, Callitrichidae) in an urban Atlantic Forest, Rio de Janeiro, Brazil. **Mammalia**, [S.L.], v. 82, n. 4, p. 343-349, 26 jul. 2018. Walter de Gruyter GmbH. <http://dx.doi.org/10.1515/mammalia-2016-0075>.

SILVA, R. PINHEIRO, L.; CHAGAS, K.; FREIRE, A.; SANTOS, J.; VIEIRA, F. Características biométricas dos frutos e das sementes da palmeira *Copernicia prunifera* (Arecaceae). **Revista de Ciências Agroambientais**, [S.L.], v. 15, n. 2, p. 144-149, 2017. Zeppelini Editorial e Comunicacao. <http://dx.doi.org/10.5327/z1677-606220171821>.

SKÓRKA, P.; LENDA, M.; TRYJANOWSKI, P. Invasive alien goldenrods negatively affect grassland bird communities in Eastern Europe. **Biological Conservation**, [S.L.], v. 143, n. 4, p. 856-861, abr. 2010. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2009.12.030>.

SOLOMON, B. Autoallelopathy in *Solanum carolinense*: reversible delayed germination. **American Midland Naturalist**, [S.L.], v. 110, n. 2, p. 412, out. 1983. JSTOR.

SOUSA, F.Q.; ANDRADE, L.A.; XAVIER, K.R.F. *Cryptostegia madagascariensis* Bojer ex Decne.: impactos sobre a regeneração natural em fragmentos de caatinga. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias - Brazilian Journal Of Agricultural Sciences*, [S.L.], v. 11, n. 1, p. 39- 45, 31 mar. 2016. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**. <http://dx.doi.org/10.5039/agraria.v11i1a5357>.

SOUSA, R.; SILVA, R.; ROCHA, T. SANTANA, J.; VIEIRA, F. ETNOECOLOGIA E ETNOBOTÂNICA DA PALMEIRA CARNAÚBA NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO. **Cerne**, [S.L.], v. 21, n. 4, p. 587-594, dez. 2015. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/01047760201521041764>.

STEVENS, G.C. **Lianas as structural parasites: the *Bursera simaruba* example.** *Ecology*, [S.L.], v. 68, n. 1, p. 77-81. 1987.

STILES, F. Gary. Geographical Aspects of Bird-Flower Coevolution, with Particular Reference to Central America. **Annals Of The Missouri Botanical Garden**, St. Louis, [S.L.], v. 68, n. 2, p. 323-351, jan. 1981.

SVÄRDSON, G. Competition and Habitat Selection in Birds. **Oikos**, [S.L.], v. 1, n. 2, p. 157, 1949. JSTOR. <http://dx.doi.org/10.2307/3564710>.

SUNDARAPANDIAN, S.; MUTHUMPERUMAL, C.; SUBASHREE, K. Biological Invasion of Vines, Their Impacts and Management. In: PARTHASARATHY, N. **Biodiversity of lianas**. 1 ed. Suíça: Springer, 2015. cap 12, p. 211-253.

TALLEY, T.S.; NGUYEN, K.C.; NGUYEN, A. Testing the Effects of an Introduced Palm on a Riparian Invertebrate Community in Southern California. **PLOS ONE**, [S.L.], v. 7, n. 8, p. e42460, 2012. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0042460>.

TRAVESET, A.; RICHARDSON, D. Biological invasions as disruptors of plant reproductive mutualisms. **Trends in Ecology & Evolution**, [S.L.], v. 21, n. 4, p. 208–216, 2006.

VAN, D. H.; GMF; HEALEY, JR.; & PHILLIPS, OL. **Liana's impacts on carbon cycling, storage and sequestration in tropical forests**. *Biotropica* 45, p. 682-692. 2013.

VENABLES, W. N.; RIPKLEY, B.D. **Modern Applied Statistics with S**. 4 ed. New York: Springer, 2002.

VERGOTTI, M.J.; FERNÁNDEZ-MARTÍNEZ, M.; KEFAUVER, S.C.; JANSSENS, I.A.; PEÑUELAS, J. Weather and trade-offs between growth and reproduction regulate fruit production in European forests. **Agricultural And Forest Meteorology**, [S.L.], v. 279, p. 107711, dez. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.107711>.

VIEIRA, I.; LOIOLA, M. Percepção ambiental das artesãs que usam as folhas de carnaúba (*Copernicia prunifera* H.E.Moore, Arecaceae) na Área de Proteção Ambiental Delta do Parnaíba, Piauí, Brasil. **Sociedade & Natureza**, [S.L.], v. 26, n. 1, p. 63-76, jan. 2014. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/1982-451320140105>.

VIEIRA, M.; LEITE, M.; GROSSI, J.; ALVARENGA, Biologia reprodutiva de *Cryptostegia madagascariensis* Bojer ex Decne. (Periplocoideae, Apocynaceae), espécie ornamental e exótica no Brasil. **Bragantia**, [S.L.], v. 63, n. 3, p. 325-334, dez. 2004. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s0006-87052004000300002>.

VILÀ, M.; BARTOMEUS, I.; DIETZSCH, A.; PETANIDOU, T.; STEFFAN-DEWENTER, I.; STOUT, J.; TSCHULIN, T. Invasive plant integration into native plant–pollinator networks across Europe. **Proceedings Of The Royal Society B: Biological Sciences**, [S.L.], v. 276, n. 1674, p. 3887-3893, 19 ago. 2009. The Royal Society. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2009.1076>.

WALKER, H. A. FLORISTICS AND PHYSIOGNOMY DETERMINE MIGRANT LANDBIRD RESPONSE TO TAMARISK (*TAMARIX RAMOSISSIMA*) INVASION IN RIPARIAN AREAS. **The Auk**, [S.L.], v. 125, n. 3, p. 520-531, jul. 2008. Oxford University Press (OUP). <http://dx.doi.org/10.1525/auk.2008.07022>.

WHEELWRIGHT, N. Fruit-Size, Gape Width, and the Diets of Fruit-Eating Birds. **Ecology**, [S.L.], v. 66, n. 3, p. 808-818, jun. 1985. Wiley. <http://dx.doi.org/10.2307/1940542>.

WICKHAM, H. **ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis**. New York: Springer, 2016.

WOOD, E.; PIDGEON, A.; LIU, F.; MLADENOFF, D. Birds see the trees inside the forest: the potential impacts of changes in forest composition on songbirds during spring migration. **Forest Ecology And Management**, [S.L.], v. 280, p. 176-186, set. 2012. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2012.05.041>.

WOOTTON, J. Timothy. THE NATURE AND CONSEQUENCES OF INDIRECT EFFECTS IN ECOLOGICAL COMMUNITIES. **Annual Review Of Ecology And Systematics**, [S.L.], v. 25, n. 1, p. 443-466, nov. 1994. Annual Reviews. <http://dx.doi.org/10.1146/annurev.es.25.110194.002303>.

ZEDLER, J. B.; KERCHER, S. Causes and Consequences of Invasive Plants in Wetlands: opportunities, opportunists, and outcomes. **Critical Reviews In Plant Sciences**, [S.L.], v. 23, n. 5, p. 431-452, set. 2004. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/07352680490514673>.

**APÊNDICE A – VALORES ESTIMADOS DE MODELOS LINEARES
GENERALIZADOS (GLM) PARA A VARIÁVEL RESPOSTA NÚMERO DE
INFLORESCÊNCIAS COM FRUTOS**

Tabela 5 – Valores estimados a partir de Modelos Lineares Generalizados (GLM) com distribuição binominal negativa para a variável resposta número de inflorescências com frutos em relação as variáveis preditoras infestação, local, altura e interação entre infestação e local.

Variáveis preditoras	Estimate	Std. Error	Z value	Pr(> z)
(Intercept)	-5.8473	2.0708	-2.824	0.00475
Infestação (sim)	1.5767	1.0112	1.559	0.11896
Local (Jaguaruana)	-1.3680	1.4230	-0.961	0.33639
Altura	0.6665	0.2561	2.602	0.00926
Interação entre infestação e local	-1.9218	1.5192	-1.265	0.20587

Fonte: Dados da pesquisa.

**APÊNDICE B – VALORES ESTIMADOS DE MODELOS LINEARES
GENERALIZADOS (GLM) PARA A VARIÁVEL RESPOSTA NÚMERO DE
FRUTOS**

Tabela 6 – Valores estimados a partir de Modelos Lineares Generalizados (GLM) com distribuição binominal negativa para a variável resposta número de frutos em relação as variáveis preditoras infestação, número de inflorescências e altura.

Variáveis preditoras	Estimate	Std. Error	Z value	Pr(> z)
(Intercept)	3.10657	1.64275	1.891	0.0586
Infestação (sim)	-0.13614	0.24570	-0.554	0.5795
Número de inflorescências	0.14460	0.03322	4.353	1.34e-05
Altura	-0.17608	0.15941	-1.105	0.2694

Fonte: Dados da pesquisa.

**APÊNDICE C - VALORES ESTIMADOS DE MODELOS LINEARES
GENERALIZADOS (GLM) PARA A VARIÁVEL RESPOSTA NÚMERO DE
PLÂNTULAS**

Tabela 7 – Valores estimados a partir de Modelos Lineares Generalizados (GLM) com distribuição binominal negativa para a variável resposta número de frutos em relação as variáveis preditoras infestação, local, número de inflorescências, altura e interação entre infestação e local.

Variáveis preditoras	Estimate	Std. Error	Z value	Pr(> z)
(Intercept)	10.636	2.1975	4.839	1.3e-06
Infestação (sim)	-3.4692	1.2477	-2.780	0.00543
Local (Jaguaruana)	-20.7191	14828.8350	-0.001	0.99889
Número de inflorescências	-0.1727	0.1695	-1.019	0.30840
Altura	-1.0132	0.3228	-3.139	0.00169
Interação entre infestação e local	24.4178	14828.8351	0.002	0.99869

Fonte: Dados da pesquisa.

APÊNDICE D – FRUTO DA PALMEIRA NATIVA

Figura 10 – Fruto de *C. prunifera* coletado sob a copa da planta após queda precoce por meio do comportamento da espécie *T. sayaca* de bicar a estrutura



Fonte: Dados da pesquisa.