



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
CURSO DE GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS**

MIRELA RIBEIRO MARINHO GOMES

**ASPECTOS DA INTERAÇÃO ENTRE A PLANTA INVASORA *Cryptostegia
madagascariensis* E A PALMEIRA NATIVA *Copernicia prunifera* COMO SUBSÍDIO
PARA AÇÕES DE CONTROLE E MANEJO DA INVASÃO**

**FORTALEZA
2022**

MIRELA RIBEIRO MARINHO GOMES

ASPECTOS DA INTERAÇÃO ENTRE A PLANTA INVASORA *Cryptostegia
madagascariensis* E A PALMEIRA NATIVA *Copernicia prunifera* COMO SUBSÍDIO
PARA AÇÕES DE CONTROLE E MANEJO DA INVASÃO

Trabalho de Conclusão de Curso submetido à
Coordenação do Curso de Ciências Biológicas,
da Universidade Federal do Ceará, como
requisito parcial para obtenção do título de
Bacharel em Ciências Biológicas.

Orientador: Prof. Dr. Rafael Carvalho da Costa

FORTALEZA
2022

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Biblioteca Universitária
Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

- G615a Gomes, Mirela Ribeiro Marinho.
Aspectos da interação entre a planta invasora *Cryptostegia madagascariensis* e a palmeira nativa *Copernicia prunifera* como subsídio para ações de controle e manejo da invasão / Mirela Ribeiro Marinho Gomes. – 2022.
29 f. : il. color.
- Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências, Curso de Ciências Biológicas, Fortaleza, 2022.
Orientação: Prof. Dr. Rafael Carvalho da Costa.
1. Invasão biológica. 2. Lianas invasoras. 3. Carnaúba. 4. Estratégias de manejo. 5. Recuperação de carnaubais. I. Título.

CDD 570

MIRELA RIBEIRO MARINHO GOMES

ASPECTOS DA INTERAÇÃO ENTRE A PLANTA INVASORA *Cryptostegia madagascariensis* E A PALMEIRA NATIVA *Copernicia prunifera* COMO SUBSÍDIO PARA AÇÕES DE CONTROLE E MANEJO DA INVASÃO

Trabalho de Conclusão de Curso submetido à
Coordenação do Curso de Ciências
Biológicas, da Universidade Federal do Ceará,
como requisito parcial para obtenção do título
de Bacharel em Ciências Biológicas.

Aprovado em: 15/07/2022.

BANCA EXAMINADORA

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

Profa. Dra. Roberta Boscaini Zandavalli
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Profa. Dra. Selma Freire de Brito
Universidade Estadual do Ceará (UECE)

**Aos meus pais, Conceição e Aldemir
À toda a minha família e pessoas que
amo de todo o coração
Aos meus amigos queridos**

AGRADECIMENTOS

À minha família por sempre ter me apoiado nos meus sonhos e por todos os esforços que sempre fizeram e fazem para que eles se tornem realidade. Em especial, meus pais, Conceição e Aldemir, por terem abraçado minhas escolhas desde sempre com muito amor, dedico essa conquista a vocês.

Aos amigos queridos que a graduação me proporcionou, que sempre estiveram lá por mim e tornaram todos os momentos difíceis mais leves de alguma maneira. Ao meu grande amigo Yuri Nunes, que se tornou próximo desde o início até o final, apesar de todas as experiências e dificuldades que enfrentamos juntos. Ao meu amigo Emanuel Portela, que se tornou tão importante ao longo desses anos e sempre me ajudou com carinho, inteligência e humor, além de ter sido o responsável pelo rumo que decidi tomar na biologia após uma de nossas conversas despreziosas. A minha amiga maravilhosa, Maria de Sousa (Lia) que aos poucos se tornou tão importante para mim e me fez desenvolver um amor imenso por todos os momentos que vivemos juntas. Gratidão pela existência de cada um de vocês.

Às minhas amigas de infância, Larissa Uchôa, Maria Carvalho e Carolina Vieira, que sempre apoiaram minha formação e jornada profissional, mesmo de longe as vezes.

Ao meu namorado atencioso e companheiro, Thalles Barreto, que durante esse processo sempre foi fofo e paciente comigo e com os meus estresses. Por sempre estar lá me dizendo que ia dar certo. Gratidão.

Ao meu orientador querido, Rafael Carvalho, por ter me recebido de braços abertos no início, e por todas as oportunidades depois disso. Por toda a paciência, orientação, suporte e incentivo. Aos componentes da banca que prontamente aceitaram o convite.

Aos amigos que fiz durante o período da bolsa e que estiveram comigo durante os estudos de campo, Ana Livia e Thyago.

Ao apoio da Agência de Desenvolvimento do Estado do Ceará (ADECE), do Sindicato das Indústrias Refinadoras de Cera de Carnaúba do Ceará (SINDICARNAÚBA), da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior-Brasil (CAPES, Código de Finanças 001), da Associação Caatinga pela gestão do projeto, ao Memorial da Carnaúba por nos conceder acesso ao local de estudo e apoio às atividades de campo.

À UFC e todos os trabalhadores que fazem essa instituição continuar funcionando, à todos os alunos, professores, auxiliares de coordenação e auxiliares da limpeza.

A todos que de alguma forma contribuíram durante esse ciclo e para a minha formação. Muito obrigada!

RESUMO

A invasão biológica é caracterizada pela introdução de um organismo exótico em um ambiente distinto de sua ocorrência natural e ao se adaptar passa a dominar as espécies nativas, sendo por isso considerada uma das maiores causas de perda de biodiversidade do planeta. Assim, o objetivo desta avaliação foi compreender como características de lianas invasoras e plantas suporte influenciam a interação entre a liana invasora *Cryptostegia madagascariensis* e a palmeira nativa *Copernicia prunifera* (Carnaúba), em diferentes sítios de amostragem em três municípios do Ceará. Objetivamos responder às seguintes perguntas: Qual o tamanho mínimo no qual as lianas invasoras passam a utilizar carnaúbas como suporte? Em quanto tempo alcançam a copa de uma carnaúba? Qual a relação entre a distância de plantas de *C. madagascariensis* e a probabilidade de infestação de carnaúbas? Qual a incidência da invasora em diferentes estádios de desenvolvimento nas populações de carnaúbas? Os resultados encontrados demonstraram que tanto o diâmetro dos caules quanto a probabilidade de infestação da espécie *C. madagascariensis* em relação a *Copernicia prunifera* é dependente do local no qual as populações estão inseridas, essa probabilidade sendo menor no sítio do município de Jaguaruana do que nos outros sítios nos municípios de Caucaia e Granja. O tamanho crítico para a infestação foi definido como aquele em que as plantas de *C. madagascariensis* alcançam uma probabilidade de 20% de usar um suporte. O tempo médio para alcançar a copa de uma palmeira de 6,0 m com variação (IC 95%) é de 4,5 a 15,4 anos. A planta de *C. madagascariensis* infestante, localizada mais próxima de uma *C. prunifera* focal, esteve a uma distância de até 0,01 m de sua palmeira suporte, enquanto a mais distante de uma palmeira com mais de uma infestante, estava a uma distância de 2,97. Em todos os sítios de estudos, a maior incidência de infestação ocorreu nos estádios de desenvolvimento mais avançados, imaturo e adulto. Uma melhor compreensão dessas variáveis possibilitou desenvolvimento de estratégias de manejo mais eficientes e específicas, nos permitindo propor recomendações de manejo da invasora.

Palavras-chave: Invasão biológica; Lianas invasoras; Carnaúba; Estratégias de manejo; Recuperação de carnaubais.

ABSTRACT

Biological invasion is characterized by the introduction of an exotic organism into an environment different from its natural occurrence and, when it adapts, it dominates native species, being therefore considered one of the biggest causes of loss of biodiversity on the planet. Thus, the objective of this evaluation was to understand how characteristics of invasive lianas and support plants influence the interaction between the invasive liana *Cryptostegia madagascariensis* and the native palm *Copernicia prunifera* (Carnaúba), at different sampling sites in three municipalities in Ceará. We aim to answer the following questions: What is the minimum size at which invasive lianas start to use carnaubas as support? How long does it take to reach the canopy of a carnauba tree? What is the relationship between the distance of *C. madagascariensis* plants and the probability of carnauba infestation? What is the incidence of the weed at different stages of development in carnauba populations? The results found showed that both the diameter of the stems and the probability of infestation of the species *C. madagascariensis* in relation to *Copernicia prunifera* is dependent on the place where the populations are inserted, this probability being lower in the site of the municipality of Jaguaruana than in the others sites in the municipalities of Caucaia and Granja. The critical size for infestation was defined as that at which *C. madagascariensis* plants achieve a 20% probability of using a support. The average time to reach the crown of a 6.0 m palm with variation (95% CI) is from 4.5 to 15.4 years. The weed *C. madagascariensis* plant, located closest to a focal *C. prunifera*, was at a distance of up to 0.01 m from its support palm, while the farthest from a palm tree with more than one weed was at a distance of up to 0.01 m from its support palm. of 2.97. In all study sites, the highest incidence of infestation occurred in the most advanced stages of development, immature and adult. A better understanding of these variables enabled the development of more efficient and specific management strategies, allowing us to propose weed management recommendations.

Keywords: Biological invasion; invasive lianas; carnauba; Management strategies; Recovery of carnauba trees.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Relações entre a probabilidade de infestar e o tamanho de plantas.....	18
Figura 2- Variação da distância entre infestantes e nativas focais.....	19
Figura 3- Probabilidade de infestação em diferentes estádios ontogenéticos.....	20

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Efeitos das variáveis preditoras sobre a probabilidade de infestação.....	17
---	----

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	11
2. OBJETIVOS	14
2.1.Objetivos gerais	14
2.2.Objetivos específicos	14
3. METODOLOGIA	15
4. RESULTADOS	17
5. DISCUSSÃO	20
6. CONCLUSÃO	23
7. REFERÊNCIAS	24

1. INTRODUÇÃO

Espécies exóticas são a classificação para espécies que ocorrem fora do seu ambiente natural e, podem ser classificadas como invasoras quando conseguem estabelecer populações viáveis no local em que foram inseridas, apresentar grande crescimento populacional e se dispersar intensamente para outros locais a curta e longa distância (REJMÁNEK, 1999). As espécies exóticas invasoras são atualmente reconhecidas como a segunda causa mundial de perda de diversidade biológica no planeta (ZILLER & ZALBA 2007), sendo também capazes de causar impactos ecossistêmicos como alterar a dinâmica de nutrientes do solo (EHRENFELDE, 2003 ; CORBIN E D'ANTONIO, 2004 ; LIAO et al. ,2008 , CASTRO-DIEZ et al. ,2014 ; SUSEELA et al., 2016 ; BRAY et al., 2017).

Plantas trepadeiras lenhosas, também conhecidas como lianas ou cipós, utilizam árvores ou outras lianas como suporte e podem atingir o dossel da floresta, se desenvolvendo muito e entrelaçando-se em várias árvores (PUTZ, 1984; PUTZ E CHAI, 1987; STEVENS, 1987). As lianas possuem importância em comunidades florestais, principalmente nas florestas tropicais, atuando intensamente na competição acima e abaixo do solo com as árvores, afetando a mortalidade, crescimento e fecundidade das árvores (SCHNITZER, BONGERS, BURHAM, PUTZ, 2015). Por esse motivo, podem influenciar a composição da floresta e sua estrutura (ALLEN et al., 2007), o sequestro de carbono (DURAN E GIANOLI, 2013; VAN DER HEIJDEN et al., 2013), e a disponibilidade de recursos alimentares para a vida selvagem (SCHNITZER E BONGERS, 2002).

Por motivos semelhantes, as lianas invasoras têm sido reconhecidas como um grave problema ambiental e econômico, já que, uma vez estabelecidas, causam impactos substanciais e prolongados na estrutura, composição e função das florestas (SCHNITZER E BONGERS, 2002 ; PHILLIPS et al., 2005 ; VERBEECK E KEARSLEY, 2016). Um fator que vem contribuindo com o estabelecimento de lianas nas florestas são as mudanças climáticas, já que uma mudança climática tão rápida, inigualável pelo menos nos últimos 1000 anos, provavelmente terá impactos significativos sobre espécies e ecossistemas biológicos (JIANG & KULCZYCKI, 2004 ; KLANDERUD, 2005). Com o aumento da temperatura e os níveis elevados de CO₂, ocorre também o aumento da fotossíntese e estimulação do crescimento e do desenvolvimento das plantas. Lianas exóticas podem se tornar invasoras agressivas, podendo agir como parasitas estruturais afetando negativamente o crescimento da planta hospedeira, através de mecanismos como a competição de dossel (LADWIG & MEINERS, 2010) e anelamento do tronco (LUTZ, 1943). O sucesso e a vantagem no processo de invasão biológica das lianas invasoras vêm de suas qualidades que conferem mais eficiência competitiva e invasividade. O hábito lianescente evoluiu muitas vezes durante a história evolutiva das plantas (GENTRY, 1991; BURNHAM, 2009; SPICER & GROOVER, 2010). Diversas convergências tais como o desenvolvimento de órgãos modificados especializados para escalada e de um sistema vascular especializado, têm contribuído para o sucesso das lianas invasoras (SCHNITZER, BONGERS, BURNHAM & PUTZ, 2015). Como essas plantas competem, principalmente, entrelaçando-se para subir em busca da luz, várias características especiais, tais como o desenvolvimento de órgãos modificados especializados para escalar, como gavinhas, espinhos ou raízes adventícias,

favorecem esse hábito e garantem que as lianas alcancem o dossel (DARWIN 1865; ISNARD & SILK 2009).

À medida que o processo de invasão avança, as possibilidades de limitar seu impacto sobre ecossistemas naturais diminuem significativamente. Portanto, planos de manejo voltados ao controle de invasão biológica se tornam muitas vezes a única possibilidade para lidar com o problema. O manejo de espécies invasoras (ISM) abrange uma ampla gama de atividades em políticas e práticas ambientais, incluindo a prevenção de introduções de espécies não nativas, contendo ou erradicando novas chegadas, e mitigação dos impactos e controle de populações estabelecidas (SIMBERLOFF *et al.*, 2013). Em florestas muito perturbadas, com taxas de mortalidade de árvores maiores do que o normal, é comum a idéia de que a abundância exagerada de lianas, incluindo invasoras, poderia ser um fator de degradação do ecossistema, por elas afetarem negativamente a regeneração natural de árvores, tanto pelo sombreamento excessivo e abafamento, quanto pelo efeito mecânico direto (ENGEL, FONSECA & OLIVEIRA, 1998). O conhecimento de como ocorre a interação entre invasoras e nativas, quais características das espécies determinam o impacto e como eles podem ser dependentes do ambiente contribuem para o desenvolvimento de ferramentas para avaliar as consequências e o controle de invasões de plantas (DAEHLER & VIRTUE, 2010; HULME, 2011, 2012). Com isso, o estudo das características da interação entre lianas e plantas nativas utilizadas como suporte, além dos fatores que controlam sua abundância, é necessário para orientar ações de manejo voltadas para o controle da invasão biológica. Investigações voltadas para o entendimento de detalhes da interação com nativas ao longo do crescimento de lianas invasoras, tais como os tamanhos críticos de infestação, a probabilidade de infestação, o tempo que levam para alcançar o maior nível de infestação, a incidência da invasora em diferentes estádios de desenvolvimento da planta suporte são aspectos que podem auxiliar no planejamento de estratégias de manejo mais direcionadas, como controle físico periódico utilizando remoção mecânica ou fogo, por exemplo.

Os programas de controle e erradicação em áreas naturais podem envolver métodos de controle físico, químico e biológico, que podem ser utilizados independentemente ou associados, como ocorre na maioria dos casos (WITTENBERG; COCK, 2001). Métodos de controle mecânico envolvem a remoção manual de plantas por meio de técnicas como arranquio, corte e roçada (WITTENBERG; COCK, 2001). O fogo pode ser uma outra alternativa para o controle de gramíneas exóticas. O controle químico de plantas envolve, principalmente, o uso de herbicidas, que são compostos químicos que contêm um ingrediente ativo (ou princípio ativo), um diluente, e algumas vezes alguns aditivos para melhorar a eficácia do produto (DECHOUM & ZILLER, 2013). Já o controle biológico ou biocontrole pode ser conceituado, segundo Embrapa (2018), como o controle de pragas agrícolas e os insetos transmissores de doenças a partir do uso de seus inimigos naturais, que podem ser outros insetos benéficos, predadores, parasitóides, e microrganismos, como fungos, vírus e bactérias. Não dissociados disso, os monitoramentos não só permitem ajustar o diagnóstico, mas também ajudam a selecionar os métodos de controle mais adequados para cada espécie em cada situação, assim como a forma mais eficiente de aplicar esses métodos (ZILLER & ZALBA, 2007).

Vários atributos da árvore hospedeira e da liana podem determinar a probabilidade de infestação por lianas escaladoras (HEGARTY, 1991), como o tamanho das lianas, a distância

entre as plantas invasoras, a taxa de escalada da liana e as plantas de suporte, a morfologia e tamanho das plantas suporte em diferentes estágios de desenvolvimento, a arquitetura das árvores-suporte e o tempo de infestação.

As lianas comumente iniciam o seu desenvolvimento como plantas auto sustentadas, indistinguíveis de indivíduos jovens de árvores e arbustos (MÉRNARD et al. 2009). Após essa fase, o seu crescimento é direcionado à busca por suportes, orientada por estímulos ambientais (sombra, radiação infravermelha), (ORR ET AL. 1996; KATO ET AL. 2012), cujo sucesso depende do quanto a liana consegue crescer sem suporte e na distância que precisa “percorrer” para alcançar um suporte (RAY ET AL 1987; ROEDER ET AL. 2015). A descoberta de suporte envolve uma aptidão aprimorada e também desencadeia mudanças na forma de crescimento, alocação de biomassa, morfologia e fisiologia nas lianas (JAFFE E GALSTON 1968 ; PUNTIERI E PYŠEK 1993 ; GIANOLI 2001 , 2003). Assim, espera-se que a chance de uma liana invasora infestar uma planta nativa dependa de alcançar um tamanho crítico e uma distância mínima.

Vários estudos descobriram que abundância e frequência de lianas aumentaram com o tamanho da árvore hospedeira (CHITTIBABU & PARTHASARATHY 2001; CLARK & CLARK 1990; MALIZIA 2003; NABE-NIELSEN 2001; PEREZ-SALICRUP & DE MEIJERE 2005). Esse efeito ocorre devido às lianas sofrerem modificações anatômicas e morfológicas que dependem do tamanho do suporte e afetam sua capacidade de escalada (GIANOLI, 2015), além de que, à medida que as árvores se tornavam maiores, acumulam área e tempo de exposição à infestação de lianas (MALIZIA & GRAU, 2006). Por outro lado, a morfologia do caule da planta suporte, incluindo aspectos como rugosidade e descamamento, também influencia a especificidade e abundância de infestação por lianas. (CARSTEN et al. 2002, CAMPANELLO et al. 2007). Com isso, considerando que as plantas hospedeiras e nativas alteram suas morfologias ao longo do seu ciclo de vida, é possível deduzir que as chances de infestação de uma planta suporte variam ao longo do desenvolvimento.

Na região semiárida do Brasil, a invasão da espécie *Cryptostegia madagascariensis* Bojer Ex Decne, conhecida popularmente como Unha-do-Diabo, tem despertado a atenção de órgãos governamentais e não governamentais devido aos seus impactos ecológicos e econômicos. Os temas envolvendo a conservação da carnaúba e seus problemas com a liana invasora *C. madagascariensis*, tem sido foco em algumas das pesquisas mais atuais devido aos grandes problemas socioeconômicos que essa interação vem causando. Vários estudos visando o controle eficaz e sustentável da Unha-do-Diabo vêm sendo desenvolvidos, já que a Carnaúba é tão valiosa no Nordeste (ASSOCIAÇÃO CAATINGA, 2018; 2019). Nas áreas invadidas, devido a sua dominância, a Carnaúba (*Copernicia prunifera* (Mill.) H.E.Moore) tem sido uma das espécies mais prejudicadas pela interação com a espécie invasora. Essa interação negativa se dá pelo sucesso competitivo da invasora, que é capaz de crescer utilizando a arquitetura da planta de suporte e recobrando suas folhas, impossibilitando a captação de luz e posteriormente, causando a morte da planta. A carnaúba é uma espécie de extrema importância ecossistêmica e econômica e a possibilidade da extinção de suas populações vêm preocupando diversas instituições de diversos setores da sociedade (ALVES; COELHO, 2006). Assim, estudos que compreendam melhor a relação entre a invasora e a

Carnaúba são importantes para auxiliar ações de controle visando a minimizar os prejuízos ecológicos e econômicos da invasão por *C. madagascariensis*.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivos gerais

Compreender como as características de lianas invasoras e plantas suporte influenciam a interação entre a invasora *Cryptostegia madagascariensis* e a palmeira nativa *Copernicia prunifera* (Carnaúba).

Auxiliar na definição de opções de manejo da espécie invasora visando a preservar e recuperar populações de Carnaúba.

2.2. Objetivos específicos

Os objetivos específicos foram baseados pelas seguintes perguntas de partida:

1. Qual o tamanho mínimo no qual as lianas invasoras passam a utilizar carnaúbas como suporte?
2. Em quanto tempo alcançam a copa de uma carnaúba?
3. Qual a relação entre a distância de plantas de *C. madagascariensis* e a probabilidade de infestação de carnaúbas?
4. Qual a incidência da invasora em diferentes estádios de desenvolvimento nas populações de carnaúbas?

3. METODOLOGIA

3.1. Espécies estudadas

A espécie *Cryptostegia madagascariensis* Bojer Ex Decne, popularmente conhecida como Unha-do-diabo, pertence à família Apocynaceae e é uma liana nativa de Madagascar, distribuída principalmente na parte ocidental, podendo ser encontrada também na região sudoeste (KLACKENBERG 2001). É uma planta arbustiva e liana oportunista, desenvolvendo ramos que podem alcançar alturas consideráveis, apropriando-se de outras plantas como suporte (VIEIRA et al., 2004). Sua introdução no Brasil foi inicialmente motivada por interesses ornamentais e fins paisagísticos, porém atualmente tem se revelado uma espécie invasora bastante agressiva no bioma caatinga. A espécie apresenta plasticidade no crescimento, podendo crescer como arbusto em áreas abertas ou como liana utilizando-se de outras plantas como suporte em áreas mais densas (SILVA ET AL. 2008, BRITO ET AL. 2015), e tem sido introduzida em diferentes partes do mundo desde o século XIX com finalidade ornamental e de produção de borracha (GISD 2015). No Brasil, os primeiros registros de coletas da espécie depositados em herbários nacionais (conforme as bases de dados Herbário Virtual Species Link e Herbário Virtual Re flora) datam do início do século XX.

Já *Copernicia prunifera* (Mill.) H.E.Moore, conhecida popularmente com Carnaúba é uma espécie da família Arecaceae, endêmica do Brasil, com ocorrência predominante nos estados da região nordeste (VIANA, 2020). É uma palmeira bem adaptada aos ambientes onde ocorre, tolerando as condições dos terrenos salinizados e mal drenados (ARRUDA & CALBO 2004) e que atinge de 10 a 15 m de altura e 15 a 25 cm de diâmetro (HENDERSON ET AL. 1995). Além do grande potencial paisagístico, possui celulose de qualidade superior para fabricação de papel e sua madeira é empregada para diversos usos (ARRUDA, 2004). As folhas, depois de secas, são utilizadas na indústria, sendo usadas na confecção de vassouras, chapéus e outros artefatos. A espécie também possui importância econômica devido ao extrativismo da cera de suas folhas que serve como matéria-prima para várias aplicações industriais (FIEC 2019). Devido à semelhança de habitat com *C. madagascariensis*, a Carnaúba é uma das espécies mais ameaçadas pela liana invasora, que compete principalmente por infestação de escalada, enrolando-se nas carnaubeiras até sua copa e matando-as por sombreamento e inibição da fotossíntese.

3.2. Áreas de estudos

O estudo foram realizado em três sítios selecionados pelo projeto “Controle Biológico da Unha-do-Diabo: gerando impacto social, ambiental e econômico”, para a avaliação e monitoramento das populações de *Cryptostegia madagascariensis* e *Copernicia prunifera* (Carnaúba), nos municípios de Jaguaruana, Caucaia e Granja, no Ceará. Em cada um dos sítios foi instalado um sistema de amostragem das populações que consiste em 25 (Granja e Jaguaruana) ou 24 (Caucaia) parcelas permanentes de 5 x 5 m distribuídas em uma área de 2,2 ha que foi considerada representativa das áreas invadidas devido a características de topografia e vegetação. As parcelas foram posicionadas seguindo uma amostragem sistemática em cinco transectos de 150 m em Granja e Jaguaruana ou seis de 80 m em Caucaia. Nesse esquema de amostragem, tanto parcelas quanto transectos foram posicionados equidistantes dos pontos de alocação do primeiro transecto e da primeira parcela de cada transecto, sendo estes pontos iniciais definidos de forma aleatória.

Censos anuais foram realizados durante os anos de 2018, 2019 e 2021, onde todos os indivíduos de Carnaúba e *C. madagascariensis* foram marcados e medidos. Estes indivíduos passaram por recenseamento a cada ano para calcular área basal, densidade, estrutura populacional e taxas de sobrevivência, recrutamento e crescimento específicos de cada fase de desenvolvimento.

3.3. Coleta e análise de dados

Durante os censos de 2019 e 2021, foram feitas medidas de todas as plantas de *C. madagascariensis* e de Carnaúba presentes nas parcelas de amostragem com a finalidade de obter dados para responder às perguntas deste estudo. Durante os recenseamentos, cada planta de *C. madagascariensis* teve seu diâmetro a 0,2 m do solo medido com paquímetro, e foi classificada quanto a utilizar ou não uma carnaúba como suporte. Cada indivíduo de Carnaúba foi classificado segundo suas fases: plântula - indivíduo exibindo apenas folha inteira, sem caule; infante - indivíduo exibindo folha palmada, sem caule; juvenil - indivíduo exibindo folha palmada, com caule mas que não atingiu o tamanho reprodutivo; imaturo - indivíduo exibindo folha palmada, com caule, que atingiu o tamanho reprodutivo mas não exibe sinais de atividade reprodutiva; adulto: indivíduo exibindo folha palmada, com caule e evidência de reprodução. As carnaúbas foram ainda classificadas quanto ao grau de infestação por plantas de *C. madagascariensis*, sendo 0 para carnaúbas sem infestação, 1 quando havia infestação apenas no caule das carnaúbas, 2 havia infestação atingindo a copa sem recobri-la e 3 quando a infestação recobria a copa inteira. Para todas as carnaúbas infestadas, foi medida a altura do caule atingida por *C. madagascariensis* em anos consecutivos, a distância até o ponto de enraizamento das plantas de *C. madagascariensis* infestante mais próxima e mais distante.

Para responder à pergunta 1 ajustamos modelos de regressão logística relacionando a variável binária que descrevia a utilização de carnaúbas como suporte (0 - não utiliza, 1 - utiliza) com o diâmetro das plantas de *C. madagascariensis* amostradas nas parcelas de amostragem. Esses modelos foram utilizados para se avaliar como a probabilidade de utilizar uma carnaúba como suporte varia com o tamanho de cada planta de *C. madagascariensis*. Definimos arbitrariamente o tamanho crítico para infestar uma carnaúba como aquele em que a probabilidade dos modelos alcança 0,20.

Para responder a pergunta 2, calculamos o incremento anual absoluto de altura do caule atingida pelas invasoras nos caules das carnaúbas infestados (IA):

$$IA = A_t - A_{t_0} / (t - t_0) ,$$

onde A corresponde a medida de altura do caule atingida e t é o tempo da medida. Como o número de carnaúbas em que foi possível medir os incrementos foi desbalanceado entre os sítios de estudo, optamos por agrupar os dados e expressar a média e o intervalo de confiança de (IC) 95% de IA sem testar diferenças entre sítios. Para avaliar o tempo em que a invasora alcança a copa de uma carnaúba adulta, utilizamos os valores médio e do IC 95% de IA considerando como referência a altura em que as carnaúbas iniciam a atividade reprodutiva (6,0 m).

Para responder a pergunta 3, comparamos a variação das distâncias entre as carnaúbas focais e a invasora mais próxima e mais distante através de diagramas de caixa (“boxplot”). Por fim, para responder a pergunta 4, ajustamos um modelo linear generalizado (GLM) com estrutura de erro binomial utilizando como variável resposta uma classificação binária das carnaúbas com grau de infestação zero (valor 0) ou com os demais níveis de infestação (valor 1). Nesse modelo, utilizamos como descritor o ano do censo (2019, 2021), o sítio de estudos (Caucaia, Granja, Jaguaruana) e a fase de desenvolvimento da carnaúba (conforme descrito acima). Após ajustar o modelo com todas as variáveis, realizamos a simplificação pela remoção de variáveis que não tiveram efeito significativo até chegar ao melhor modelo final (Crawley 2007). Todas as análises e gráficos foram realizadas no ambiente computacional R (R Core Team 2021).

4. RESULTADOS

A probabilidade de uma planta de *C. madagascariensis* infestar um carnaúba dependeu do tamanho da invasora e também do local de invasão, pois o melhor modelo de regressão logística incluiu o efeitos aditivos do sítio de estudos e do diâmetro de *C. madagascariensis* (Desvio residual = 1777.5, GL = 2967, AIC: 1785.5). Os resultados encontrados na presente pesquisa demonstraram que os diâmetros críticos variaram bastante de local para local (Figura 1), com Caucaia e Granja tendo apresentado efeitos similares, e Jaguaruana com maior estimativa, diferente dos demais sítios.

Tabela 1- Efeitos das variáveis predictoras sobre a probabilidade de *C. madagascariensis* infestar uma Carnaúba, estimados através de GLM com estrutura de erro binomial.

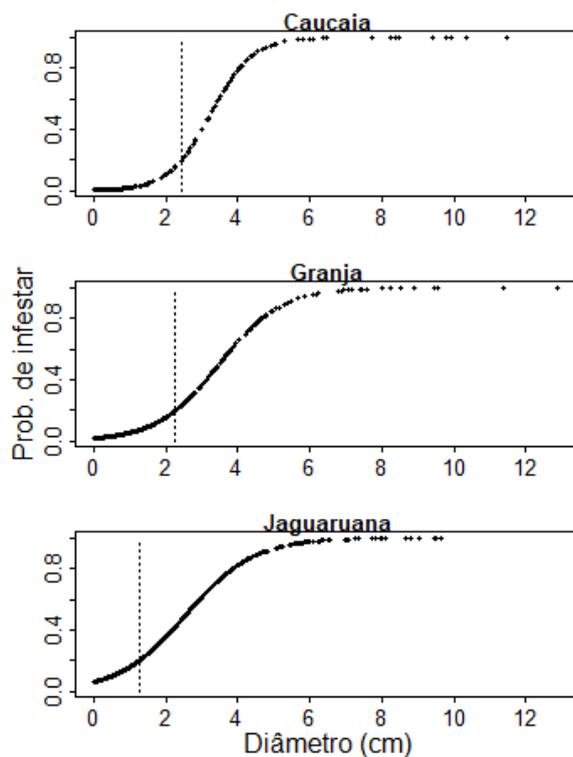
	Estimativa	Erro padrão	z	P (> z)
C (Referência)	-4.049	0.252	-1604	< 0.001
Diferença entre GR e C	0.034	0.247	138	0.891
Diferença entre JAG e C	1.143	0.232	4924	< 0.001
Diâmetro	1.155	0.050	2288	< 0.001

As primeiras linhas detalham os efeitos do sítio de estudos, onde Caucaia (C) foi tomada como de referência para as comparações com os sítios de Granja (GR) e Jaguaruana (JAG). A última linha mostra o efeito do diâmetro sobre a chance de infestação. Para C e Diâmetro, o teste z verifica se a estimativa difere de zero, enquanto as outras linhas testam se a diferença entre GR ou JAG e a referência difere de zero.

Fonte: Elaborado pelos autores

Encontramos que, desde pequenos tamanhos, as plantas de *C. madagascariensis* são capazes de infestar Carnaúbas. O tamanho crítico para a infestação, estimado a partir dos modelos logísticos e definido como aquele em que as plantas de *C. madagascariensis* alcançam uma probabilidade de 20% de usar um suporte (Figura 1), variaram conforme o sítio de estudos: 2,476 cm (Caucaia), 0,902 cm (Jaguaruana) e 2,126 cm (Granja).

Figura 1- Relações entre a probabilidade de infestar *C. prunifera* e o tamanho de plantas de *C. madagascariensis* nos três sítios de estudos estimadas através de modelos de regressão logística.



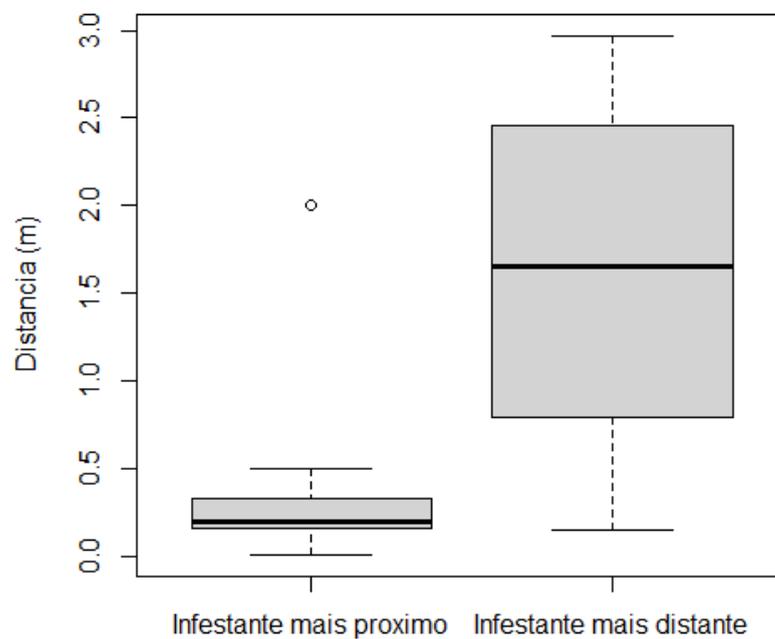
As linhas tracejadas verticais indicam os tamanhos onde a probabilidade de infestação alcança 20 %.

Fonte: Elaborado pelos autores

As taxas de incremento absoluto da altura atingida pelas lianas invasoras no caule das carnaúbas foi bastante variável. No intervalo transcorrido entre as duas medições de altura de infestação 15 meses, *C. madagascariensis* escalou, em média, $0,206 \text{ m.ano}^{-1}$ de caule de *C. prunifera*, como uma variação (IC 95%) de $0,020 \text{ m.ano}^{-1}$ a $0,391 \text{ m.ano}^{-1}$. Com esses incrementos de altura escalada em *C. prunifera*, o tempo médio para alcançar a copa de uma palmeira de 6,0 m, altura em que inicia a reprodução, infestando a partir de 0,20 seria de 6,9 anos, com variação (IC 95%) de 4,5 a 15,4 anos. Importante notar que a planta de *C. madagascariensis* que apresentou maior incremento de altura de *C. prunifera* escalada, teve $2,8 \text{ m.ano}^{-1}$, o que corresponde a um tempo para atingir a copa da palmeira de 2,1 anos, ou seja, as invasoras mais rápidas conseguiram alcançar a copa de uma carnaúba em cerca de 2 anos.

A infestação de carnaúbas foi influenciada pela distância entre as plantas invasoras e as hospedeiras (Figura 2). A planta de *C. madagascariensis* infestante, localizada mais próxima de uma *C. prunifera* focal, esteve a uma distância de até 0,01 m de sua palmeira suporte, enquanto a mais distante de uma palmeira com mais de uma infestante, estava a uma distância de 2,97 (Figura 2).

Figura 2 -Variação da distância entre *C. madagascariensis* infestantes de *C. prunifera* focais.

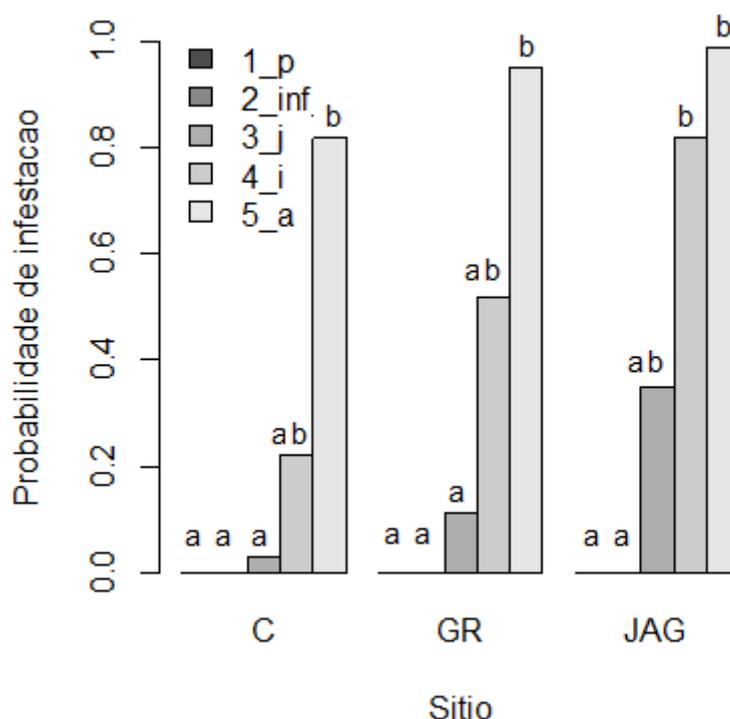


Os dois gráficos correspondem às medidas de distância das plantas infestantes mais próxima e mais distante em palmeiras que estavam infestadas por mais de uma planta de *C. madagascariensis*.

Fonte: Elaborado pelos autores

Encontramos que a probabilidade de uma carnaúba ser infestada depende bastante do seu nível de desenvolvimento, sendo as fases mais maduras aquelas com maior probabilidade de infestação. A chance de infestação é também dependente do local no qual as populações estão inseridas. Na análise dos modelos de suscetibilidade dos estádios ontogenéticos de *C. prunifera* à infestação, a inclusão do ano de recenseamento (2019 ou 2021) não resultou em melhor ajuste do modelo aos dados, de modo que esse fator foi excluído do modelo final. O melhor modelo de suscetibilidade à infestação por *C. madagascariensis* incluiu o efeito aditivo do sítio de estudos e do estágio ontogenético dos indivíduos de *C. prunifera* (Desvio residual = 22,178, GL = 176, AIC: 36,178). Em todos os sítios de estudos, a maior incidência de infestação ocorreu nos estádios de desenvolvimento mais avançados, imaturo e adulto (Figura 3).

Figura 3 - Probabilidade de infestação de indivíduos de *C. prunifera*, em diferentes estádios ontogenéticos, por plantas de *C. madagascariensis* nos sítios de amostragem.



As probabilidades foram estimadas a partir de um modelo de regressão logística. Sítios de amostragem: C – Caucaia, GR – Granja, JAG – Jaguaruana. Estádios ontogenéticos: 1_p – plântula, 2_inf – infante, 3_j – juvenil, 4_i – imaturo, 5_a – adulto. Letras diferentes sobre as colunas indicam diferença significativa em testes de diferença par a par entre as probabilidades dos estádios ontogenéticos de cada sítio.

Fonte: Elaborado pelos autores

5. DISCUSSÃO

Os achados deste estudo evidenciaram que a espécie *Cryptostegia madagascariensis* e seu processo de invasão biológica nos carnaubais cearenses estão relacionados ao sucesso de suas estratégias adaptativas que levam a uma crescimento rápido e alto potencial de infestação.

A distribuição de espécies de lianas na paisagem é influenciada pelos mesmos gradientes ambientais que afetam outras formas de crescimento das plantas, incluindo chuva, sazonalidade, luz, topografia, umidade e fertilidade do solo (LEICHT-YOUNG, PAVLOVIC, FROHNAPPLE & GRUNDEL, 2010). Para entender os padrões na estrutura espacial das comunidades de plantas é necessário examinar a distribuição das espécies ao longo dos gradientes ambientais (LIU ET AL. 2021). Como os três sítios têm características climáticas diferentes, e o clima de um ambiente pode influenciar o desenvolvimento de lianas (ZIMMERMAN ET AL. 2018), as variações climáticas podem auxiliar as diferenças nas chances de utilizar suportes por *C. madagascariensis*. O fato de que plantas aquisitivas tendem a ter alta condutância estomática foliar, resultando em altas taxas fotossintéticas e

rápido crescimento (MEDINA-VEGA et al. 2021) e de que lianas tendem a ter traços funcionais aquisitivos (WYKA et al. 2013), indicam que em locais de clima mais favorável às plantas de *C. madagascariensis* apresentariam maior crescimento e alcançariam suportes mais cedo no desenvolvimento.

Observamos que a probabilidade de infestação é dependente do local, portanto pode-se levar em conta as diferenças climáticas de cada sítio. Jaguaruana tem verão longo, um período chuvoso mais curto e temperaturas mais elevadas, enquanto Caucaia tem verão curto, um período chuvoso mais longo e temperaturas mais amenas, já Granja se dispõe como intermediário (*Weather Spark*, 2022). Dessa forma, esperava-se que em Jaguaruana as plantas cresçam mais devagar, levando a uma menor chance de usar suporte para um dado tamanho. Porém, encontramos um resultado contrário, com maior probabilidade exibida pelas plantas de Jaguaruana. Uma explicação alternativa pode ser por Jaguaruana ter um maior espaçamento entre as duas espécies por ter um campo mais aberto, também como consequência do clima mais seco. A distância até as plantas suporte no ambiente circundante é um fator importante na infestação, dependendo principalmente de onde as sementes de lianas pousam e germinam, ou para onde as lianas se estendem vegetativamente (ROEDER et al., 2015). Como em Jaguaruana a vegetação é um pouco mais aberta e espaçada, isso faria com que as invasoras se estabelecessem mais próximas das carnaúbas. *C. madagascariensis* produz grande quantidade de sementes do tipo comosas, dispersão anemocórica e alto índice de germinação (ANSELMO et al. 2010), o que facilita, portanto, o estabelecimento dessas lianas no ambiente próximo às plantas nativas, pelo grau de proximidade na dispersão e germinação das sementes.

Com base nos resultados obtidos, ficou definido o tamanho crítico que as plantas de *C. madagascariensis* conseguem infestar as carnaúbas, aquele no qual alcançam uma probabilidade de 20% de usar um suporte. Além disso, com os valores voltados a variação da distância entre *C. madagascariensis* infestantes de *C. prunifera* focais, nos permitiram inferir a medida de distância das plantas infestantes mais próxima e mais distante em palmeiras que estavam infestadas por mais de uma planta de *C. madagascariensis*. Van der Heijden et al. (2008) mostraram que a proximidade de uma árvore infestada de cipós aumenta a probabilidade de infestação de árvores e foi o preditor mais importante para infestação de tronco e copa. Estratégias eficientes de manejo de invasoras necessitam de critérios objetivos para se definirem prioridades (REJMÁNEK E PITCAIRN, 2003). Os nossos resultados sobre a relação entre probabilidade de infestação e tamanho das lianas podem contribuir para estabelecer estratégias que possam diminuir os impactos causados pela espécie invasora sobre *C. prunifera*. A identificação das probabilidades de infestação em todos os sítios é uma boa maneira de estabelecer planos de manejo mais direcionados e eficientes, já que essa identificação norteia a priorização do controle por local de ocorrência. De acordo com os resultados, é possível a introdução de métodos físicos de controle baseada nas taxas encontradas de tamanho crítico, distância de infestação e intervalos de tempo entre cortes. A partir das avaliações deste estudo, é possível definir estratégias para detecção precoce e medidas controle, tentando manter uma área livre de invasoras no entorno das carnaúbas, priorizando um raio específico de distância de cerca de 2,97 m, incluindo mesmo as plantas invasoras de pequeno tamanho, para evitar a infestação e perda de *C. prunifera*.

Como necessitam de suporte externo, as lianas invasoras podem alocar uma proporção maior de seus recursos para o alongamento e produção de folhas em comparação com espécies de árvores e arbustos, permitindo que elas sufoquem rapidamente a vegetação (PUTZ E MOONEY, 1991). Como resultado disso, elas têm taxas de crescimento em altura

que podem ser sete vezes mais rápidas que as das árvores nativas (SCHNITZER, 2005). Devido ao seu rápido crescimento, são capazes de monopolizar a luz disponível no dossel, reduzindo a quantidade de radiação fotossinteticamente ativa atingindo a planta hospedeira e o chão da floresta, e reduzindo o crescimento de árvores hospedeiras e suprimindo a regeneração de espécies nativas (PUTZ E MOONEY, 1991; HARRIS et al., 2007). Nossos resultados mostraram que as plantas de *C. madagascariensis* têm rápido crescimento e alto potencial de escalada, levando em conta que a invasora que apresentou o maior incremento de altura, conseguiu alcançar a copa de uma carnaúba reprodutiva em cerca de 2 anos. Por esse motivo, estudos voltados às variações de taxa de incremento absoluto das lianas ao longo dos anos é outra maneira de estabelecer medidas de controle viáveis, tendo visto que as implicações de taxas tão rápidas se relacionam diretamente com o sucesso de escalada e infestação.

Uma alta capacidade competitiva proporcionada pelas suas características de crescimento e regeneração, associada a condições favoráveis de crescimento possibilitam às lianas um sucesso adaptativo nos trópicos provavelmente quase tão grande quanto o de árvores nativas (ENGEL et al., 1998). Ações de controle que afetem negativamente o crescimento e a fecundidade de espécies exóticas invasoras são importantes para diminuir o potencial competitivo dessas espécies, e tendem a gerar um declínio populacional nas mesmas (RAMULA et al. 2008). Definindo parâmetros de quanto tempo leva para uma invasora utilizar totalmente a carnaúba como suporte, chegando na copa e sufocando a nativa, de acordo com seus incrementos de altura ao longo do desenvolvimento, é possível elaborarmos estratégias de manejo voltadas para remoções mecânicas, como o corte periódico, ou utilização de regimes de fogo locais, priorizando certo limite de tempo antes que o estágio de infestação se torne nocivo demais para as nativas. Os estudos desenvolvidos na Austrália sobre o problema com a invasão biológica da outra espécie do gênero, *C. grandiflora*, mostraram no *Weed Management Guide* (2003) que controle mecânico de corte é mais frequentemente usado para penetrar em infestações muito densas para permitir um acesso mais fácil ou para abrir o dossel. O corte ajuda a prejudicar as plantas, mas muitas vezes não as matam. Esses estudos também mostraram que o fogo é uma parte especialmente valiosa do controle integrado de *C. grandiflora* porque mata sementes superficiais, mudas e adultos, e é relativamente mais barato. Uma queimada de acompanhamento um ano depois resultou em uma taxa de morte de 99%. Entretanto, programas de controle devem ser adaptados à localização, tamanho, intensidade e idade de cada situação. Outros fatores que também devem ser considerados são os efeitos sobre outras vegetações e disponibilidade de recursos para controle e operações de acompanhamento.

Nossos resultados mostraram que a probabilidade de uma carnaúba ser infestada, depende muito da fase de desenvolvimento na qual ela se encontra, sendo as fases mais maduras, aquelas com maior probabilidade de infestação. A relação entre as fases de desenvolvimento e infestação também dependeram do local. A idade da árvore hospedeira deve desempenhar um papel importante na infestação por lianas porque as árvores hospedeiras mais velhas fornecerão mais oportunidades e tempo para a colonização de cipós (DEWALT et al., 2000). Por outro lado, árvores pequenas e jovens são fáceis de escalar e fornecem um melhor suporte para lianas dependendo do mecanismo de escalada utilizado (DeWALT et al., 2000). Encontramos que os estádios menos atingidos pela infestação são os estádios iniciais, de plântulas e de infantes, em todos os três sítios. Já nos estádios mais avançados, de juvenis, imaturas e adultas, os três sítios tiveram efeitos diferentes, com Caucaia e Granja sendo mais similares e Jaguaruana divergindo. Isso indica que as hospedeiras mais velhas são mais atingidas pela infestação das lianas e que o tempo de

colonização é um importante fator que afeta o aumento do grau de infestação nas plantas mais antigas, provavelmente pela maior rigidez dos caules e também por sua arquitetura, sabendo que carnaúbas acumulam restos de bainhas foliares à medida que crescem, e que características das árvores como rugosidade e descamação da casca também podem influenciar o uso de suporte por escaldadores (GIANOLI, 2015). Sabendo disso, os resultados dão base para elaborar um eventual manejo com remoção de plantas invasoras no qual priorize indivíduos infestados imaturos e adultos, e leve à redução da infestação em fases iniciais, já que o direcionamento do manejo pode ser otimizado de forma a maximizar a regeneração de populações de carnaúbas. Com incidência maior nos indivíduos mais antigos, após o controle, a regeneração das carnaúbas seria provavelmente mais rápida devido às plantas mais jovens não sofrerem infestação.

6. CONCLUSÃO

O uso da probabilidade de infestação como indicador de manejo deve considerar as particularidades de cada local. A probabilidade de infestação foi menor no município de Jaguaruana, enquanto Caucaia e Granja mostraram condições mais favoráveis para a infestação acontecer, alertando prioridade em relação às possíveis ações de manejo. A adoção de diferentes estimativas de incremento absoluto nas populações estudadas sugere uma recomendação conservadora, onde devem acontecer cortes periódicos ou outros métodos de controle físico, tais como regime de fogo, de no mínimo 2 anos. As remoções mecânicas devem incluir mesmo as plantas invasoras de pequeno tamanho e priorizar um raio de 2,97 metros das carnaúbas para evitar a infestação. A probabilidade de uma carnaúba ser infestada, depende da sua fase de desenvolvimento, sendo as fases mais maduras, aquelas com maior probabilidade de infestação, essa relação também depende do local. Com isso, o direcionamento do manejo pode ser otimizado de forma a maximizar a regeneração de populações de carnaúbas. As recomendações deste estudo partem do princípio de que a escolha de métodos de controle apropriados é uma parte fundamental do plano estratégico. Visando o máximo efeito com o mínimo custo, é importante também avaliar o que recursos (por exemplo, mão de obra, herbicidas, equipamentos de pulverização, máquinas) estão disponíveis.

7. REFERÊNCIAS

ALLEN, B.P.; SHARITZ, R.R.; GOEBEL, P.C. **Are lianas increasing in importance in temperate floodplain forests in the southeastern United States?**. United States: N. p., 2007.

ALVES, M.O.; COELHO, J.D. **Tecnologia e Relações de Produção no Extrativismo da Carnaúba no Nordeste Brasileiro**. FORTALEZA - CE - BRASIL : XLIV Congresso da Sober. Fortaleza: Sociedade Brasileira de Economia e Sociologia Rural. 2006.

ANSELMO, G.C.; CARNEIRO, L.A.; NASCIMENTO, C.A.; BRITO, C.B.M.; COELHO I.M.A. & BONILLA, O.H. **Estudo de fitoinvasores cearenses**. Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN) - Natal, RN : 62ª reunião anual da SBPC, Ciências do Mar: herança para o futuro. 2010

ARRUDA, G. M. T. & CALBO, M. E. R. **Efeitos da inundação no crescimento, trocas gasosas e porosidade radicular da carnaúba (Copernicia prunifera (Mill.) H.E. Moore)**. Acta Botanica Brasilica. p. 219–224. 2004.

ASSOCIAÇÃO CAATINGA. **ACaatinga**. Ano 3. Nº 12. 2019. Disponível em: <https://issuu.com/acaatinga/docs/acaatinga_ed12/32> Acesso em 5 de julho de 2022.

ASSOCIAÇÃO CAATINGA. **Carnaúba Sustentável: Conservação, Educação Ambiental e Tecnologias Sustentáveis**. Fase II. Issuu. 2019. Disponível em: <https://issuu.com/acaatinga/docs/relatorio_resultado_carnauba_sustentavel_fase_2> Acesso em 5 de julho de 2022.

BURNHAM, R.J. **An overview of the fossil record of climbers: bejucos, sogas, trepadoras, lianas, cipós, and vines**. Revista Brasileira de Paleontologia. p. 149–160. 2009.

BRAY SR; HOYT AM; YANG Z; ARTHUR MA. **Non-native liana, *Euonymus fortunei*, associated with increased soil nutrients, unique bacterial communities, and faster decomposition rate**. Planta Ecol. p. 218:329–343. 2017

BRITO, S.F.; PINHEIRO, C. L.; NOGUEIRA, F. C. B.; MEDEIROS F, S.; MATOS, D. M. S. **Influence of light on the initial growth of invasive *Cryptostegia madagascariensis* Bojer in the Brazilian semiarid region**. Acta Scientiarum Biological Sciences 37: p. 385–392. 2015

CAMPANELLO PI.; GARIBALDI JF.; GATTI MG.; GOLDSTEIN G. **Lianas in a subtropical Atlantic Forest: host preference and tree growth**. Forest Ecology and Management 242: p. 250–259. 2007.

- CARSTEN LD.; JOULA FA.; MALE TD.; CHERRY S. **Host associations of lianas in a south-east Queensland rain forest.** *Journal of Tropical Ecology* 18: p. 107–120. 2002.
- CASTRO-DÍEZ, P.; GODOY, O.; ALONSO, A.; et al. **What explains the variation in the impacts of exotic plant invasions on the nitrogen cycle? A meta-analysis.** *Ecol Lett* 17:p. 1–12. 2014.
- CHITTIBABU, C. V. & PARTHASARATHY, N. **Liana diversity and host relationships in a tropical evergreen forest in the Indian Eastern Ghats.** *Ecological Research* 16: p. 519–529. 2001.
- CLARK, D. B. & CLARK, D. A. **Distribution and effects on tree growth of lianas and woody hemi-epiphytes in a Costa Rican tropical wet forest.** *Journal of Tropical Ecology* 6: p. 321–331. 1990.
- CORBIN, J.; D' ANTONIO C. **Effects of exotic species on soil nitrogen cycling: implications for restoration.** *Weed Technology* 18: p. 1464–1467. 2004.
- CRAWLEY MJ. **The R book.** John Wiley and Sons, Sussex. 2007.
- DARWIN, C. **On the movements and habits of climbing plants.** London: Journal of the Linnean Society. 1865.
- DAEHLER, CC.; VIRTUE, JG. **Likelihood and consequences: reframing the Australian weed risk assessment to reflect a standard model of risk.** *Plant Protection Quarterly*, 25, p.52–55. 2010.
- DECHOUM, M.S.; ZILLER, S.R. **Métodos para controle de plantas exóticas invasoras.** Florianópolis – SC, Brasil: Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental Servidão Cobra Coral. *Revista Biotemas*. 2013.
- DE WALT, SJ.; SCHNITZER, SA.; DENSLOW, JS. **Density and diversity of lianas along a chronosequence in a central lowland forest in Panama.** *Journal of Tropical Ecology* 16: p.1–9. 2000.
- DURAN, S.M.; GIANOLI, E. **Carbon stocks in tropical forests decrease with vine density.** *Biol. Lett.* 9, p.1-4. 2013.
- EHRENFELD, JG. **Effects of exotic plant invasions on soil nutrient cycling processes.** *Ecosystems* 6: p. 503–523. 2003.

EMBRAPA RECURSOS GENÉTICOS E BIOTECNOLOGIA. **Controle biológico: ciência a serviço da sustentabilidade**. 2018. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/tema-controle-biologico/sobre-o-tema>> Acesso em 5 de julho de 2022.

ENGEL, V.; FONSECA, R.; OLIVEIRA, R. **Ecologia de lianas e o manejo de fragmentos florestais**. SÉRIE TÉCNICA IPEF v. 12, n. 32, p. 43-64, dez. 1998

GENTRY, A.H. **The distribution and evolution of climbing plants, in The Biology of Vines** (eds F.E. Putz & H.A. Mooney), Cambridge University Press, Cambridge, p. 3–49. 1991.

GIANOLI, E. **Absence of differential plasticity to shading of internodes and petioles with growth habit in *Convolvulus arvensis* (Convolvulaceae)**. International Journal of Plant Sciences 162: p. 1247–1252. 2001.

GIANOLI, E. **Phenotypic responses of the vine *Ipomoea purpurea* (Convolvulaceae) to the availability of physical support in the sun and shade**. Plant ecology 165:p. 21–26. 2003.

GIANOLI, E. **The behavioural ecology of climbing plants**. AoB PLANTS, Volume 7. 2015

HARRIS, C.J.; MURRAY, B.R.; HOSE, G.C.; HAMILTON, M.A. **Introduction history and invasion success in exotic vines introduced to Australia**. Diversity & Distributions 13, p. 467–475. 2007.

HEGARTY, E.E. **Vine–host interactions**. In: Putz FE Mooney HA, eds. Cambridge: Cambridge University Press: The biology of vines. p. 357–375. 1991.

HENDERSON, A.; GALEANO, G. & BERNAL, R. **Palms of the Americas**. Princeton, Princeton University Press, New Jersey. 1995.

HULME, P.E. **Biosecurity: the changing face of invasion biology**. In: Fifty Years of Invasion Ecology: The Legacy of Charles Elton (ed. Richardson DM). Blackwell Publishing, Oxford. p. 301–314. 2011.

HULME, P.E. **Weed risk assessment: a way forward or a waste of time?** Journal of Applied Ecology, 49, p. 10–19. 2012.

ISNARD, S. & SILK, W.K. **Moving with climbing plants from Charles Darwin’s time into the 21st century**. American Journal of Botany, 96, p. 1205–1221. 2009.

JAFFE, M.J.; GALSTON, A.W. **The physiology of tendrils**. Annual Review of Plant Physiology 19:417–434. 1968.

- JIANG, L. & KULCYCK, A. **Competition, predation and species responses to environmental changes.** *Oikos* 106 , p.217 – 224 . 2004.
- KATO, S.; YAMAMOTO, T.; KAWAKUBO, N.; KOMIYAMA, A. **Responses of *Trachelospermum asiaticum* (Apocynaceae) seedlings to growth in a light intensity gradient.** *Ecological Research* 27: p. 229–231. 2012.
- KLACKENBERG, J. **Revision of the genus *Cryptostegia* R. Br. (Apocynaceae, Periplocoideae).** *Adansonia* 3: p. 205-218. 2001.
- LADWIG, L. & MEINERS, S. **Liana host preference and implications for deciduous forest regeneration.** *Journal of the Torrey Botanical Society*, 137, p. 103–112. 2010.
- LEICHT-Y.; STACEY, A.; PAVLOVIC, N. B.; FROHNAPPLE; KRISTALYNN, J.; GRUNDEL, R. **Liana habitat and host preferences in northern temperate forests.** *Forest Ecology and Management*. US Geological Survey, Great Lakes Science Center, 1100 N. Mineral Springs Rd., Porter, IN 46304, EUA. 2010.
- LIAO, C.; PENG, R.; LUO, Y. et al. **Ciclos de carbono e nitrogênio alterados do ecossistema pela invasão de plantas: uma meta-análise.** *Novo Fitol* 177:p. 706–714. (2008).
- LIU, Q.; STERCK, FJ.; MEDINA-VEGA, JA.; et al. **Soil nutrients, canopy gaps, and topography affect the distribution of lianas in a seasonal tropical forest in southwest China.** *J Veg Sci* . 2021.
- MALIZIA, A. **Host tree preference of vascular epiphytes and climbers in a subtropical montane cloud forest of northwest Argentina.** *Selbyana* 24: p. 196–205. 2003.
- MALIZIA, A. & GRAU, R. **Liana–host tree associations in a subtropical montane forest of north-western Argentina.** *Journal of Tropical Ecology*. 2006.
- MEDINA-VEGA, JA.; BONGERS, F.; POORTER, L.; SCHINITZER, SA.; STERCK, FJ . **Lianas have more acquisitive characteristics than trees in a dry forest, but not in a wet forest.** *J Eco* . 2021.
- MÉNARD, L.; MCKEY, D.; ROWE, N. **Developmental plasticity and biomechanics of treelets and lianas in *Manihot aff. quinquepartita* (Euphorbiaceae): a branch-angle climber of French Guiana.** *Ann Bot*. 2009.
- MOODY, M. E.; MACK, R. N. **Controlling the spread of plant invasions: the importance of nascent foci.** *Journal of Applied Ecology* 25: p. 1009 – 1021. 1988.

- NABE-NIELSEN, J. **Diversity and distribution of lianas in a neotropical rain forest, Yasun National Park, Ecuador.** *Journal of Tropical Ecology* 17: p. 1–19. 2001.
- ORR, GL.; HAIDAR, MA.; ORR, DA. **Smallseed dodder (*Cuscuta planiflora*) phototropism toward far-red when in white light.** *Weed Science* 44: p. 233–240. 1996.
- PANETTA, F. D. **Evaluation of weed eradication programs: containment and extirpation.** *Diversity and Distributions* 13: p. 33 – 41. 2007.
- PEREZ-SALICRUP, D. R. & DE MEIJERE, W. **Number of lianas per tree and number of trees climbed by lianas at Los Tuxtlas, Mexico.** *Biotropica* 37: p. 153–156. 2005.
- PHILLIPS, OL.; VÁSQUEZ, M. R.; MONTEAGUDO, M. A. et al. **Grandes lianas como elementos hiperdinâmicos do dossel da floresta tropical.** *Ecologia* 86: p. 1250–1258. 2005.
- PUNTIERI, JG.; PYSEK, P. **The effects of physical support and density on biomass production and population size hierarchies of *Galium aparine*.** *Oikos* 67: p. 279–284. 1993.
- PUTZ, F.E. **The natural history of lianas on Barro Colorado Island, Panama.** *Ecology*, v. 65, p. 1713-1724, 1984.
- PUTZ, F.E.; CHAI, P. **Ecological studies of lianas in Lambir National Park, Sarawak, Malaysia.** *Journal of ecology*, v. 75, p. 523-531, 1987.
- PUTZ, FE.; MOONEY, HA. **The biology of vines.** Cambridge University Press: Cambridge. 1991.
- R Core Team. **R, A language and environment for statistical computing.** Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. 2021.
- RAMULA, S.; KNIGHT, T. M.; BURNS, J. H.; BUCKLEY, Y. M. **General guidelines for invasive plant management based on comparative demography of invasive and native plant populations.** *Journal of Applied Ecology* 45: p. 1124 – 1133. 2008.
- RAY, TS. **Cyclic heterophylly in *Syngonium* (Araceae).** *American Journal of Botany* 74:p. 16–26. 1987.
- REJMÁNEK, M. **Invasive plant species and invulnerable ecosystems. Invasive species and biodiversity management.** Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, p. 79-102. 1999
- REJMANEK, M.; PITCAIRN, M. J. **When is eradication of exotic pest plants a realistic goal?** In: C.R. Veitch; M.N. Cloud. (ed.). *Turning the tide: eradicating invasive species.*

Group of experts on invasive species in the IUCN SSC. IUCN, Gland, Suíça e Cambridge, Reino Unido. 2003

ROEDER, M.; & SLIK;FERRY & HARRISON;RHETT & PAUDEL, EN.; & TOMLINSON; KYLE & HARRISON, R.; & TOMLINSON, K. **Proximity to the host is an important characteristic for selection of the first support in lianas.** Journal of Vegetation Science. 10.1111/jvs.12316. 2015.

SCHNITZER, SA. **A mechanistic explanation for global patterns of lianas abundance and distribution.** American naturalist. vol. 166 (pág. 262-276). 2005.

SCHNITZER, S.; BONGERS, F.; BURNHAM, R. & PUTZ, F. **Ecology of lianas.** 1 ed. USA: 2015.

SCHNITZER, S.; BONGERS, F. **Liana ecology and its role in forests.** Eco Trends. Evolve 17, p. 223-230, 2002.

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 166: p. 87-91. 2008.

SIMBERLOFF, D.; MARTIN, JL.; GENOVESI, P.; et al . **Impacts of biological invasions: what's what and the way forward.** Tendencias Ecol Evol 28 : p. 58 – 66 . 2013.

SPICER, R. & GROOVER, A. **Evolution of development of vascular cambia and secondary growth.** New Phytologist,186, p. 577–592. 2010.

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

SUSEELA, V.; ALPERT, P.; NAKATSU, CH; et al. **Plant-soil interactions regulate soil carbon identity in invaded ecosystems: implications for legacy effects.** Operation Eco 30: p. 1227–1238. 2016.

VAN, D,H.; GMF; HEALEY, JR.; & PHILLIPS, OL. **Liana infestation of trees in a tropical rainforest in the Peruvian Amazon.** Journal of Vegetation Science 19 : p. 747 – 756 . 2008.

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.

VERBEECK, H.; KEARSLEY, E. **The importance of including lianas in global vegetation models.** Proc Natl Acad Sci USA 113:E4–E4. 2016.

VIANNA, S.A. **Copernicia in Flora do Brasil 2020 em construção.** Jardim Botânico do Rio de Janeiro. 2020.

VIEIRA, M. F. et al. **Biologia reprodutiva de *Cryptostegia madagascariensis* Bojer Ex Decne. (Periplocoideae, Apocynaceae), espécie ornamental e exótica no Brasil.** Bragantia, Campinas, v. 63, n. 3. 2004.

VITULE, J. R. S. & PRODOCIMO, V. **Introdução de espécies não nativas e invasões biológicas.** Estudos De Biologia, 34. 2012.

WEATHER SPARK. **Clima e condições meteorológicas médias em Jaguaruana no ano todo.** 2022. Disponível em: <<https://pt.weatherspark.com/>> Acesso em 5 de julho de 2022.

WEEDS OF NATIONAL SIGNIFICANCE. **Weed Management Guide: Rubber vine – *Cryptostegia grandiflora*.** CRC for Australian Weed Management and the Commonwealth Department of the Environment and Heritage . 2003. Disponível em: <https://nre.tas.gov.au/Documents/Rubbervine_CRC_bpmg.pdf> Acesso em 5 de julho de 2022.

WITTENBERG, R.; COCK, M. J. W. **Invasive alien species: a toolkit of best prevention and management practices.** Oxfordshire: CABI International. 228 p. 2001.

WYKA, TP.; OLEKSYN, J.; KAROLEWSKI, P.; SCHNITZER, SA. **Phenotypic correlates of the lianescent growth form: a review.** Ann. Bot 112: p. 1667-1681. 2013.

ZILLER, S. R. ZALBA.S. **Action proposals for the prevention and control of invasive alien species.** Nature & Conservation - vol. 5 - nº2 - p. 8-15. 2007.

ZIMMERMAN, JK.; HOGAN, JA.; NYTCH, CJ. e BITHORN, JE. **Effects of hurricanes and climatic oscillations on annual variation of reproduction in rainforest, Puerto Rico.** Ecology, 99:p. 1402-1410. 2018.