



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE SANTA CRUZ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO DA
BIODIVERSIDADE

MAICON GAMA OLIVEIRA

COMPOSIÇÃO E CONFIGURAÇÃO DA PAISAGEM MOLDAM A DEMOGRAFIA
E PREDUÇÃO DE SEMENTES DE *Allagoptera caudescens* (Arecaceae) NA MATA
ATLÂNTICA

Ilhéus - Bahia

2026

MAICON GAMA OLIVEIRA

**COMPOSIÇÃO E CONFIGURAÇÃO DA PAISAGEM MOLDAM A DEMOGRAFIA
E PREDACÃO DE SEMENTES DE *Allagoptera caudescens* (Arecaceae) NA MATA
ATLÂNTICA**

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade da Universidade Estadual de Santa Cruz, como parte das exigências para obtenção do título de mestre em Ecologia e Conservação da Biodiversidade.

Orientadora: Dra. Eliana Cazetta

Co-orientadora: Dra. Leiza Serafim

Ilhéus - Bahia

2026

O48

Oliveira, Maicon Gama

Composição e configuração da paisagem moldam a demografia e predação de sementes de *Allagoptera caudescens* (Arecaceae) da Mata Atlântica / Maicon Gama Oliveira. – Ilhéus, BA: UESC, 2026.
49f.: il.

Orientadora: Eliana Cazetta.

Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual de Santa Cruz. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade.

Inclui referências e apêndice.

1. Palmeira. 2. Paisagens fragmentadas. 3. Degradação ambiental. 4. Florestas tropicais. I. Título.

CCD 584.5

MAICON GAMA OLIVEIRA

**COMPOSIÇÃO E CONFIGURAÇÃO DA PAISAGEM MOLDAM A DEMOGRAFIA
E PREDACÃO DE SEMENTES DE *Allagoptera caudescens* (Arecaceae) NA MATA
ATLÂNTICA**

Ilhéus, 30 de janeiro de 2026.

Comissão avaliadora:

Dra. Eliana Cazetta

Universidade Estadual de Santa Cruz
(Orientadora)

Dra. Caroline Marques Dracxler da Silva
Universidade Federal do Rio de Janeiro

Dr. Pavel Dodonov
Universidade Federal da Bahia

AGRADECIMENTOS

Agradeço à minha família, que esteve presente e me deu suporte ao longo de toda a minha trajetória até aqui. Aos meus pais, Adalgisa e Luís, pelo cuidado, apoio constante e incentivo aos meus estudos. Às minhas irmãs, Milena e Mychelle, e ao meu irmão, Luiz Henrique, por serem minha base.

Agradeço à minha metade, Yasmin. Minha vida ao seu lado é, sem dúvida, a melhor possível.

Agradeço aos meus amigos Luan, Godson e Vitor, pelas madrugadas jogando quando, teoricamente, deveríamos estar nos dedicando a outros compromissos.

Agradeço aos meus amigos do PPG, Sérgio, Gabi e Tainá. Os dias da pós-graduação foram muito melhores por tê-los compartilhado com vocês.

Agradeço aos meus amigos de laboratório, Laysa, Júlia, Hillary e Bruno. Vocês transformaram a sala do LABINT no melhor lugar da UESC.

À Mayra e à Amáville, pela paciência em responder meus inúmeros e-mails.

À minha orientadora, Eliana Cazetta, pela paciência, confiança e ensinamentos. Minha formação acadêmica não teria sido a mesma sem sua mentoria.

À minha coorientadora, Leiza, pela companhia e orientações. Se hoje compreendo um pouco mais sobre palmeiras, devo isso a você.

Ao Laboratório de Ecologia Aplicada à Conservação (LEAC), pelo ambiente indispensável à minha formação.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade (PPGECB), pelos ensinamentos ao longo do mestrado.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela bolsa que viabilizou e deu suporte à realização deste mestrado.

COMPOSIÇÃO E CONFIGURAÇÃO DA PAISAGEM MOLDAM A DEMOGRAFIA E PREDACÃO DE SEMENTES DE *Allagoptera caudescens* (Arecaceae) NA MATA ATLÂNTICA

RESUMO

A conversão de habitats naturais para uso humano representa a principal ameaça à biodiversidade global e resulta, principalmente, na perda e na fragmentação do habitat. Embora a perda de habitat esteja consistentemente associada a respostas negativas da biodiversidade, a fragmentação *per se*, definida como a fragmentação independentemente da quantidade de habitat, tende a apresentar efeitos neutros sobre a biodiversidade. No entanto, mudanças na composição e na configuração da paisagem podem afetar processos ecológicos como as interações ecológicas e o recrutamento, com consequências diretas para a demografia das plantas. Neste estudo, avaliamos os efeitos da perda de floresta e da fragmentação *per se* sobre a densidade total de indivíduos e a estrutura demográfica de *Allagoptera caudescens* (Arecaceae) no corredor central da Mata Atlântica. Também investigamos como essas mudanças na paisagem influenciam a predação de sementes sob a planta-mãe, o destino das sementes e a abundância de potenciais dispersores, processos diretamente relacionados à dinâmica populacional da espécie. Nossa hipótese central foi que a quantidade de floresta seria o principal preditor das variáveis resposta. Para avaliar os efeitos da fragmentação *per se*, comparamos modelos baseados em métricas de configuração e composição da paisagem, isolando a influência da configuração independente da quantidade de habitat. Encontramos que a densidade total e os estádios ontogenéticos jovem 1 e adulto de *A. caudescens* foram influenciados pela fragmentação *per se*, exceto pelos juvenis, que responderam à cobertura florestal. A predação de sementes sob a planta-mãe foi fortemente associada à fragmentação *per se*, com evidências de *turnover* de predadores ao longo do gradiente de fragmentação. Não detectamos efeitos significativos da composição ou da configuração da paisagem sobre o destino das sementes nem sobre a abundância de potenciais dispersores. Nossos resultados indicam que a configuração da paisagem é um importante preditor da densidade geral de indivíduos e da demografia de *A. caudescens* e demonstram que a fragmentação *per se* pode influenciar interações ecológicas. Nossos resultados demonstram que a fragmentação *per se* foi o principal determinante no sucesso da espécie, e que na escala de paisagem, níveis intermediários de fragmentação *per se* e cobertura florestal podem sustentar populações viáveis de espécies tolerantes à perturbação, como *A. caudescens*.

Palavras-chave: Palmeira; Fragmentação; Perda de habitat; Floresta tropical.

LANDSCAPE COMPOSITION AND CONFIGURATION SHAPE THE DEMOGRAPHY AND SEED PREDATION OF *Allagoptera caudescens* (Arecaceae) IN THE ATLANTIC FOREST

ABSTRACT

The conversion of natural habitats to human use represents the main threat to global biodiversity and results primarily in habitat loss and fragmentation. Although habitat loss is consistently associated with negative biodiversity responses, fragmentation *per se*, defined as fragmentation independently of habitat amount, tends to show neutral effects on biodiversity. However, changes in landscape composition and configuration may affect ecological processes such as ecological interactions and recruitment, with direct consequences for plant demography. In this study, we evaluated the effects of forest loss and fragmentation *per se* on the total individual density and the demographic structure of *Allagoptera caudescens* (Arecaceae) in the Central Corridor of the Atlantic Forest. We also investigated how these landscape changes influence seed predation under the mother plant, seed fate, and the abundance of potential dispersers, processes directly related to the species' population dynamics. Our central hypothesis was that forest amount would be the main predictor of the response variables. To assess the effects of fragmentation *per se*, we compared models based on landscape configuration and composition metrics, isolating the influence of configuration independently of habitat amount. We found that total density and the young 1 and adult ontogenetic stages of *A. caudescens* were influenced by fragmentation *per se*, whereas juveniles responded to forest cover. Seed predation beneath parent plants was also strongly associated with fragmentation *per se*, with evidence of predator turnover along the fragmentation gradient. In contrast, we detected no significant effects of landscape composition or configuration on seed fate or on the abundance of potential dispersers. Our results indicate that landscape configuration is an important predictor of overall density and demography of *A. caudescens*, demonstrating that fragmentation *per se* can influence ecological interactions. At the landscape scale, intermediate levels of fragmentation and forest cover may sustain viable populations of disturbance-tolerant species such as *A. caudescens*.

Keywords: Palm; Fragmentation; Habitat loss; Tropical forest.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	1
OBJETIVO.....	6
REFERÊNCIAS.....	7
Configuração da paisagem, demografia e predação de sementes: respostas de <i>Allagoptera caudescens</i> (Arecaceae) em paisagens fragmentadas	14
RESUMO	14
1. Introdução.....	15
2. Material e métodos.....	17
2.1 Área de estudo.....	17
2.2 Demografia e densidade total de <i>A. caudescens</i>	18
2.3 Predação sob a planta-mãe	19
2.4 Destino da semente.....	20
2.5 Abundância de potenciais dispersores.....	20
2.6 Características da paisagem.....	21
2.7 Análise estatística.....	21
3. Resultados	23
3.1 Demografia e densidade total de <i>A. caudescens</i>	23
3.2 Predação sob a planta-mãe	24
3.3 Destino da sementes.....	25
3.4 Abundância de potenciais dispersores.....	25
4. Discussão.....	26
5. Conclusão.....	28
6. Referências.....	29
7 Material suplementar.....	36
CONCLUSÃO GERAL	42

INTRODUÇÃO GERAL

A perda global de biodiversidade é uma consequência dos avanços do Antropoceno (Dirzo et al., 2014). As taxas de extinção têm acelerado e apontam para o limiar de uma provável sexta extinção em massa (De Vos et al., 2015; Cowie et al., 2022). Entre os principais fatores responsáveis pelos processos atuais de extinção destacam-se a sobre-exploração, a introdução de espécies exóticas e o aquecimento global (Young et al., 2016). No entanto, a perda de habitat decorrente da conversão de ambientes naturais para diferentes usos do solo voltados ao interesse humano é a principal ameaça à biodiversidade (Curtis et al., 2018; Power & Jetz, 2019). Essa conversão de habitats resulta na redução na quantidade de habitat disponível e na fragmentação dos remanescentes, dois processos distintos que são frequentemente tratados em conjunto. A distinção entre a perda de habitat e fragmentação *per se*, ou seja, a fragmentação independente da quantidade de habitat é necessária, uma vez que as respostas ecológicas encontradas em função da fragmentação, na realidade, podem refletir efeitos da quantidade de habitat na paisagem (Fahrig, 2017; Martin et al., 2022).

A maioria dos estudos de fragmentação relatam os efeitos negativos deste processo (Chiarello, 1999; Groeneveld et al., 2009; Galetti et al., 2006; Leal et al., 2012; Delciellos et al., 2018), porém, estes estudos não controlaram o efeito da quantidade de habitat na paisagem e não refletem evidências dos efeitos da fragmentação *per se* (Fahrig, 2017; Martin et al., 2022). Isso ocorre porque a maioria das pesquisas foram realizadas em escala local, medindo a fragmentação como tamanho de mancha e isolamento, enquanto a fragmentação é um processo que ocorre em escala de paisagem (Fahrig, 2017; Fahrig et al., 2019). Essas respostas em escala local não podem ser extrapoladas para escala de paisagem, pois manchas maiores geralmente ocorrem em paisagens com maior quantidade de habitat e manchas isoladas são frequentemente encontradas em paisagens com pouca quantidade de habitat (Fahrig 2003; Martin et al., 2022). Assim, essas respostas em escala local podem representar os efeitos da quantidade de habitat na paisagem e não da fragmentação *per se* (Fahrig 2003; Martin et al., 2022).

Diferenciar as respostas ecológicas da perda de habitat e da fragmentação *per se* são necessárias, pois, em geral, a perda de habitat leva a respostas negativas como a extinção local de espécies, redução na diversidade de espécies e genética, simplificação de interações e quebra no funcionamento dos ecossistemas (Brooks et al., 2002; Thompson et al., 2017; Exposito-Alonso et al., 2022; Bonfim et al., 2023; Gama et al., 2025). Além disso, as respostas à perda de habitat podem ser não monotônicas (Muylaert et al., 2016; Rodrigues et al., 2016). Em contraste, evidências indicam que os efeitos da fragmentação *per se*, são, em geral, neutros, e quando presentes, tendem a ser positivos (Fahrig, 2017). Todavia, ainda pouco se é conhecido

dos efeitos da fragmentação *per se* em processos ecológicos devido ao menor direcionamento de estudos nesta perspectiva (Martin et al., 2022). Ainda assim, essas alterações na composição e configuração da paisagem (perda de habitat e fragmentação *per se*) podem resultar em modificações nas condições abióticas e bióticas da paisagem (Reis et al., 2021). Em particular, para as plantas da região tropical, alterações nas condições nos ambientes florestais podem influenciar na sobrevivência dos indivíduos, principalmente nos estágios iniciais de desenvolvimento, com efeitos que se propagam para todos os estádios ontogenéticos (Soares et al., 2025).

A demografia das espécies de plantas é influenciada pelas alterações nas condições ambientais e estruturais das paisagens, assim como pelas mudanças nas interações estabelecidas entre as espécies (Boege et al., 2011; Zwolak et al., 2018; Merges et al., 2020; Leal et al., 2021). A perda de cobertura florestal em escala de paisagem simplifica a estrutura florestal, empobrece o solo, aumenta a densidade luminosa e reduz a quantidade de habitat disponível (Rocha-Santos et al., 2016; Veldkamp et al., 2020; Reis et al., 2021). Nessas paisagens perturbadas, as alterações nas condições ambientais aumentam a mortalidade, reduzindo a germinação e o estabelecimento de novos indivíduos (Bruna et al., 1999; Cardoso et al., 2021). Essas alterações podem reduzir a abundância de todos os estádios ontogenéticos e rapidamente levar à extinção local de espécies especializadas em floresta (Leal et al., 2021). Em contraste, espécies associadas a estágios sucessionais iniciais ou tolerantes à perturbação podem responder positivamente a essas alterações, apresentando um aumento populacional em paisagens modificadas (Rocha-Santos et al., 2016; Benchimol et al., 2017).

Além dos efeitos diretos das mudanças nas condições ambientais, as alterações na paisagem também podem influenciar negativamente as interações ecológicas, com consequências importantes para a demografia das plantas. Para dispersão zoocórica, as alterações na paisagem podem impactar negativamente os animais dispersores de sementes (Rogers et al., 2021). A redução ou ausência desses dispersores leva ao acúmulo de sementes sob a planta-mãe, com aumento na predação de sementes (Galetti et al., 2006; Galetti et al., 2015; Morales-Díaz et al., 2019; Rogers et al., 2021). Essas respostas das populações de plantas podem variar dentro dos estádios ontogenéticos, já que em cada estágio, os indivíduos passam por diferentes filtros ambientais (Boege & Marquis, 2006; Dayrell et al., 2018).

A fragmentação florestal *per se* pode não influenciar a demografia das espécies tropicais pela interação de dois fatores. Primeiro, a influência da fragmentação *per se* na abundância de plantas em geral é neutra (Fahrig, 2017). Assim, não seria esperado mudanças nos estádios demográficos devido ao aumento da fragmentação *per se*. Segundo, a

fragmentação *per se* possui efeitos fracos e inconsistentes na frugivoria e dispersão de sementes (Cazetta & Fahrig, 2022). Além disso, é esperado que não ocorram alterações na riqueza e abundância de dispersores e predadores de sementes em paisagens fragmentadas (Fahrig, 2017). Assim, devido a ausência de influência da fragmentação *per se* nas dinâmicas de dispersão, não são esperadas mudanças na demografia das plantas.

Devido à perda de floresta na região tropical, populações de espécies de palmeiras especialistas de floresta estão declinando, sendo substituídas por espécies de áreas abertas (Benchimol et al., 2017). Paralelamente, estudos têm indicado efeitos negativos da ausência de dispersores na dispersão e predação de sementes do grupo, sugerindo que a estrutura populacional de diversas espécies já apresenta sinais de comprometimento devido à limitação ou colapso dos serviços de dispersão (Galetti et al., 2006; Fernandes et al., 2025), com espécies extintas localmente em paisagens com intensa redução na quantidade de floresta (Leal et al., 2021).

Apesar dos avanços no conhecimento das consequências da perda de floresta na região tropical sobre as palmeiras, os efeitos da fragmentação *per se* para este grupo são totalmente desconhecidos. Além disso, as pesquisas demográficas com palmeiras apresentam forte viés taxonômico, concentrando-se predominantemente em poucas espécies, como *Chamaedorea radicalis*, *Euterpe edulis* e *Syagrus romanzofiana* (Cerqueira et al., 2024; Mendes et al., 2025). Esse direcionamento taxonômico limita a compreensão sobre as diferentes estratégias ecológicas presentes no grupo, reduzindo a capacidade de generalização sobre estrutura populacional. Nesse cenário, *Allagoptera caudescens* destaca-se como uma espécie promissora para ampliar o escopo das pesquisas. Embora possua ampla distribuição, persistência em ambientes perturbados e frutos de grande porte, sensíveis à defaunação, ela permanece pouco estudada (Lorenzi et al., 2010; Cerqueira et al., 2024).

***Allagoptera caudescens* (Mart.) Kuntze**

A. caudescens é uma palmeira (Arecaceae) não cespitosa (estipe solitário), com estipe variando de 4 a 8 m (Figura 1) com cicatrizes das folhas caídas bem demarcadas (Lorenzi et al., 2010; Noblick, 2019). As folhas são pinadas, variam de 2,5 m a 3,5 m e possuem coloração branca-tomentosa na face abaxial (Lorenzi et al., 2010; Noblick, 2019). A inflorescência é solitária, interfoliar, espiciforme (semelhante à espiga), voltada para baixo, com longa bráctea, podendo alcançar até 1,5 m (Lorenzi et al., 2010; Noblick, 2019). Os frutos são carnosos com polpa fibrosa e formato globular, podendo ser achatados nos extremos, com média de 4,2 cm de comprimento (Lorenzi et al., 2010; Noblick, 2019), possuem coloração verde quando

imaturos e amarela esverdeada quando atingem a maturação (Figura 1D), possuindo uma única semente, com média de $3,2 \pm 0,38$ cm de comprimento (Figura S1). A floração ocorre entre agosto e novembro e os frutos amadurecem no verão, de março até maio (Lima & Soares, 2003).

Esta espécie, popularmente conhecida como buri, palmito amargoso ou palha-branca, é nativa da Mata Atlântica e está distribuída entre o estado de Alagoas e o Rio de Janeiro, (Lorenzi et al., 2010; Noblick, 2019). Ocorre majoritariamente em florestas de altitude menores que 350 m, persistindo em ambientes perturbados e áreas abertas (Henderson, 2009; Lorenzi et al., 2010). No extremo norte da distribuição, os indivíduos possuem estipe subterrâneo, característica igualmente observada em outras populações estabelecidas sobre solos arenosos (Figura 1 - E) (Lima & Soares, 2003; Noblick, 2019). A presença de estipes subterrâneos ou curtos no gênero *Allagoptera* tem sido associada à adaptação a solos altamente drenados e pobres em nutrientes (Lorenzi et al., 2010; Bacon et al., 2017). Além disso, a disposição dos folíolos é agrupada nas populações de Alagoas até o sul da Bahia, já no extremo sul da distribuição, folíolos irregularmente dispostos foram reportados no estado do Rio de Janeiro (Henderson, 2009; Noblick, 2019). Essas variações morfológicas nos extremos ou ao longo da distribuição são comuns para palmeiras (Henderson et al., 1995; Hardie & Hutchings, 2010) e também podem ser fruto da plasticidade fenotípica (Brancalion et al., 2018).

As características dos frutos indicam que o principal modo de dispersão é a zoocoria (Zona & Henderson 1989, Howe & Smallwood, 1982). Há registros diretos de consumo da polpa por mamíferos, incluindo o macaco-prego-de-crista (*Sapajus robustus*), embora tal interação seja documentada apenas de forma pontual (Luciana Tancredo, comunicação pessoal). Apesar dessas evidências, não existem estudos recentes que avaliem de forma sistemática quais frugívoros efetivamente dispersam as sementes de *A. caudescens*. O tamanho do fruto, no entanto, indica que a espécie provavelmente integrava o conjunto de plantas dispersas pela megafauna pleistocênica, como já proposto para congêneres com morfologia similar (Guimarães Jr et al., 2008). Atualmente, devido à extinção regional ou funcional de frugívoros de grande porte, as sementes tendem a ser removidas principalmente por pequenos roedores como *Guerlinguetus* spp. (Andreazzi et al., 2009; Ribeiro et al., 2010). Tal dispersão por roedores para espécies com frutos/sementes de grande porte são comuns, sendo consideradas menos efetivas (Jansen et al., 2012).

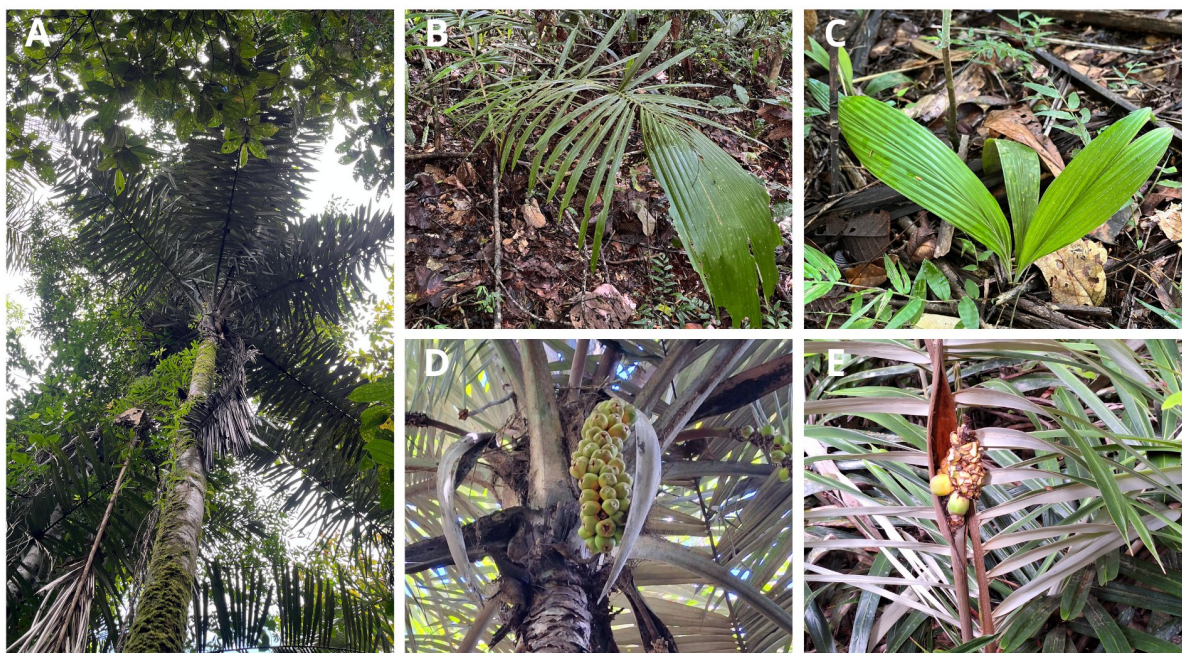


Figura 1. Indivíduos de *A. caudescens* registrados em fragmentos florestais no corredor central da Mata Atlântica. **A** indivíduo adulto; **B-C** indivíduos jovens em estádios de desenvolvimento não reprodutivos; **D** frutos maduros; **E** indivíduo adulto com estipe subterrâneo devido ao solo arenoso com presença de infrutescência reduzida.

A espécie não é comumente cultivada, no entanto, o palmito (meristema apical) é consumido pela população local na área de distribuição, mesmo que seja descrito com sabor amargo (Lorenzi et al., 2010). É possível que essa prática tenha se intensificado após o declínio populacional da palmeira-juçara (*Euterpe edulis*), historicamente sobre-explorada para extração de palmito (Rolim et al., 2006). A polpa dos frutos e as sementes também são ocasionalmente consumidos (Henderson et al., 1995). As folhas são utilizadas em telhados e o estipe em construção de casas (Henderson et al., 1995; Crepaldi & Peixoto, 2010). O uso medicinal foi registrado em comunidades quilombolas (Crepaldi & Peixoto, 2010).

O status de conservação da espécie não foi avaliado. Porém, modelos indicam que a espécie não está em risco de perder área de distribuição no futuro devido às ações climáticas. (Angeli et al., 2025). No entanto, a extração contínua do palmito em áreas protegidas, somada à redução de seus principais dispersores, representa uma pressão antrópica capaz de comprometer a persistência populacional da espécie no longo prazo (Rolim et al., 2006).

OBJETIVO

Diante da necessidade de compreender como a biodiversidade responde a perda de habitat e fragmentação florestal *per se*, temos como objetivo avaliar a influência da quantidade

de floresta e da fragmentação *per se* na estrutura demográfica de *A. caudescens* em fragmentos florestais no corredor central da Mata Atlântica. Adicionalmente, buscamos investigar de que maneira essas alterações na paisagem afetam processos ecológicos potencialmente determinantes da demografia da espécie, tais como a predação de sementes sob a planta-mãe, a dispersão e a remoção de sementes e a abundância de potenciais dispersores.

Testamos duas hipóteses concorrentes para os efeitos da cobertura florestal na demografia de *A. caudescens*. Na primeira, hipotetizamos que a cobertura florestal exerceria influência positiva sobre a densidade total de indivíduos da espécie e sobre todos os seus estádios ontogenéticos. Na segunda, considerando a tolerância de *A. caudescens* à perturbação e sua ocorrência frequente em ambientes modificados, levantamos a hipótese de que a espécie apresentaria maior densidade em todos os estádios ontogenéticos em paisagens com níveis intermediários de cobertura florestal. Em relação à predação sob a planta-mãe, esperávamos uma influência negativa da cobertura florestal sobre a porcentagem de sementes predadas. Já para a remoção e dispersão de sementes, bem como para a abundância de potenciais dispersores, esperávamos efeitos positivos da cobertura florestal. Em contraste, esperávamos que a fragmentação *per se* teria efeitos nulos em todos processos avaliados.

REFERÊNCIAS

- Andreazzi, C. S., Pires, A., Fernandez, F. A. (2009). Mamíferos e palmeiras neotropicais: interações em paisagens fragmentadas. *Oecologia brasiliensis*. 13(4), 554-574. <https://doi.org/10.4257/oeco.2009.1304.02>.
- Angeli, J., Talora, D.C., Heming, N.M., Cazetta, E. (2025). Ecological and historical drivers of palm distributions in the Atlantic Forest. *Global Ecology and Conservation*. 62, e03766. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2025.e03766>.
- Bacon, C. D., Moraes, M., Jaramillo, C., Antonelli, A. (2017). Endemic palm species shed light on habitat shifts and the assembly of the Cerrado and Restinga floras. *Molecular phylogenetics and evolution*. 110, 127-133. <https://doi.org/10.1016/j.ympev.2017.03.013>.
- Benchimol, M., Talora, D. C., Mariano-Neto, E., Oliveira, T. L., Leal, A., Mielke, M. S., Faria, D. (2017). Losing our palms: The influence of landscape-scale deforestation on Arecaceae diversity in the Atlantic forest. *Forest Ecology and Management*. 384, 314-322. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.11.014>.
- Boege, K., Barton, K. E., Dirzo, R. (2011). Influence of tree ontogeny on plant-herbivore interactions. In Meinzer, F. C., Lachenbruch, B., Dawson, T. E. (Eds.). *Size-and age-related changes in tree structure and function*. 4, pp. 193-214. https://doi.org/10.1007/978-94-007-1242-3_7.
- Boege, K., Marquis, R. J. (2006). Plant quality and predation risk mediated by plant ontogeny: consequences for herbivores and plants. *Oikos*. 115(3), 559-572. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.15076.x>.
- Bonfim, F. C. G., Dodonov, P., Guimarães Jr, P. R., Cazetta, E. (2023). Habitat loss shapes the structure and species roles in tropical plant–frugivore networks. *Oikos*. e09399. <https://doi.org/10.1111/oik.09399>.
- Brancalion, P. H. S., Oliveira, G. C. X., Zucchi, M. I., Novello, M., van Melis, J., Zocchi, S. S., Chazdon, R. L., & Rodrigues, R. R. (2018). Phenotypic plasticity and local adaptation favor range expansion of a Neotropical palm. *Ecology and Evolution*. 8(15), 7462-7475. <https://doi.org/10.1002/ece3.4248>.
- Brooks, T. M., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A. B., Rylands, A. B., Konstant, W. R., Flick, P., Pilgrim, J., Oldfield, S., Magin, G., Hilton-Taylor, C. (2002).

Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. *Conservation biology*. 16(4), 909-923. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.00530.x>.

Bruna, E. M. (1999). Seed germination in rainforest fragments. *Nature*. 402, 139-139. <https://doi.org/10.1038/45963>.

Cardoso, I. B., do Vale Beirão, M., Cuevas-Reyes, P., Maldonado-López, Y., Aguilar-Peralta, J. S., de Abreu Moreira, P. (2021). Effects of landscape disturbance on seed germination of *Enterolobium contortisiliquum* (Fabaceae) in Brazilian seasonally tropical dry forest: Are seeds a sensitive biomarker of environmental stress?. *Ecological Indicators*. 125, 107451. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107451>.

Cazetta, E., Fahrig, L. (2022). The effects of human-altered habitat spatial pattern on frugivory and seed dispersal: a global meta-analysis. *Oikos*. e08288. <https://doi.org/10.1111/oik.08288>.

Cerqueira, A. F., Benchimol, M., Sousa-Santos, C., Bezerra, I. M., Santana dos Santos, M., Dalmolin, Â. C., Gaiotto, F. A., Mielke, M. S. (2024). Trends and gaps in the literature on native palms of the Brazilian Atlantic Forest. *Austral Ecology*. 49(1), e13322. <https://doi.org/10.1111/aec.13322>.

Chiarello, A. G. (1999). Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biological conservation*. 89(1), 71-82. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(98\)00130-X](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(98)00130-X).

Cowie, R. H., Bouchet, P., Fontaine, B. (2022). The Sixth Mass Extinction: fact, fiction or speculation?. *Biological Reviews*. 97(2), 640-663. <https://doi.org/10.1111/brv.12816>

Crepaldi, M. O. S., Peixoto, A. L. (2010). Use and knowledge of plants by “Quilombolas” as subsidies for conservation efforts in an area of Atlantic Forest in Espírito Santo State, Brazil. *Biodiversity and Conservation*. 19, 37-60. <https://doi.org/10.1007/s10531-009-9700-9>.

Curtis, P. G., Slay, C. M., Harris, N. L., Tyukavina, A., Hansen, M. C. (2018). Classifying drivers of global forest loss. *Science*. 361, 1108-1111. <https://doi.org/10.1126/science.aau3445>.

Dayrell, R. L., Arruda, A. J., Pierce, S., Negreiros, D., Meyer, P. B., Lambers, H., Silveira, F. A. (2018). Ontogenetic shifts in plant ecological strategies. *Functional Ecology*. 32(12), 2730-2741. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13221>.

Delciellos, A. C., Barros, C. D. S. D., Prevedello, J. A., Ferreira, M. S., Cerqueira, R., Vieira, M. V. (2018). Habitat fragmentation affects individual condition: evidence from small mammals of the Brazilian Atlantic Forest. *Journal of Mammalogy*. 99(4), 936-945. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyy078>.

Dirzo, R., Young, H. S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N. J., Collen, B. (2014). Defaunation in the Anthropocene. *science*, 345(6195), 401-406. <https://doi.org/10.1126/science.125181>.

Exposito-Alonso, M., Booker, T. R., Czech, L., Gillespie, L., Hateley, S., Kyriazis, C. C., Lang, P. L. M., Leventhal, L., Nogues-Bravo, D., Pagowski, V., Ruffley, M., Spence, J. P., Toro Arana, S. E., Weiss, C. L., Zess, E. (2022). Genetic diversity loss in the Anthropocene. *Science*. 377(6613), 1431-1435. <https://doi.org/10.1126/science.abn5642>.

Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*. 34, 487-515. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>.

Fahrig, L. (2017). Ecological responses to habitat fragmentation per se. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*. 48, 1-23. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110316-022612>.

Fahrig, L., Arroyo-Rodríguez, V., Bennett, J.R., Boucher-Lalonde, V., Cazetta, E., Currie, D.J., Eigenbrod, F., Ford, A.T., Harrison, S.P., Jaeger, J.A.G., Koper, N., Martin, A.E., Martin, J.-L., Metzger, J.P., Morrison, P., Rhodes, J.R., Saunders, D.A., Simberloff, D., Smith, A.C., Tischendorf, L., Vellend, M., Watling, J.I. (2019). Is habitat fragmentation bad for biodiversity?. *Biological Conservation*. 230, 179-186. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.12.026>.

Fernandes, P. F., de Avelar São-Pedro, V., de Lima Souza, B., Moreira-Silva, C., de Cássia Quitete Portela, R., Mendes, E. T. B., Scarascia, P. O., da Silva Carvalho, C. (2025). Effects of defaunation of large seed dispersers, habitat loss and fragmentation on the population expansion of a tropical palm. *Landscape Ecology*. 40, 71. <https://doi.org/10.1007/s10980-025-02077-1>.

Galetti, M., Bovendorp, R. S., Guevara, R. (2015). Defaunation of large mammals leads to an increase in seed predation in the Atlantic forests. *Global Ecology and Conservation*. 3, 824-830. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2015.04.008>.

- Galetti, M., Donatti, C. I., Pires, A. S., Guimarães Jr, P. R., Jordano, P. (2006). Seed survival and dispersal of an endemic Atlantic forest palm: the combined effects of defaunation and forest fragmentation. *Botanical Journal of the Linnean Society*. 151(1), 141-149. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8339.2006.00529.x>.
- Gama, M., Santana, P. C., Guimarães Jr, P. R., Cazetta, E. (2025). Habitat loss, not fragmentation per se, drives structural changes and species turnover in plant–vertebrate pollinator networks. *Biological Conservation*. 311, 111419. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2025.111419>.
- Groeneveld, J., Alves, L. F., Bernacci, L. C., Catharino, E. L. M., Knogge, C., Metzger, J. P., Pütz, S., Huth, A. (2009). The impact of fragmentation and density regulation on forest succession in the Atlantic rain forest. *Ecological modelling*. 220(19), 2450-2459. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2009.06.015>.
- Guimarães Jr, P. R., Galetti, M., & Jordano, P. (2008). Seed dispersal anachronisms: rethinking the fruits extinct megafauna ate. *PloS one*. 3(3), e1745. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0001745>.
- Hardie, D. C., Hutchings, J. A. (2010). Evolutionary ecology at the extremes of species ranges. *Environmental Reviews*. 18, 1-20. <https://doi.org/10.1139/A09-014>.
- Henderson, A., (2009). Field Guide to the Palms of Rio de Janeiro State, Brazil. *Palms* 53(4).
- Henderson, A., Galeano, G., Bernal, R. (1995). Field guide to the palms of the Americas. Princeton University Press, New Jersey.
- Howe, H. F., Smallwood, J. (1982). Ecology of seed dispersal. *Annual review of ecology and systematics*. 13, 201-228.
- Jansen, P. A., Hirsch, B. T., Emsens, W. J., Zamora-Gutierrez, V., Wikelski, M., Kays, R. (2012). Thieving rodents as substitute dispersers of megafaunal seeds. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 109(31), 12610-12615. <https://doi.org/10.1073/pnas.1205184109>.
- Leal, A., Benchimol, M., Faria, D., Dodonov, P., Cazetta, E. (2021). Landscape-scale forest loss shapes demographic structure of the threatened tropical palm *Euterpe edulis*

mart.(Arecaceae). *Forest Ecology and Management*. 502, 119716. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119716>.

Leal, I. R., Filgueiras, B. K., Gomes, J. P., Iannuzzi, L., Andersen, A. N. (2012). Effects of habitat fragmentation on ant richness and functional composition in Brazilian Atlantic forest. *Biodiversity and Conservation*. 21, 1687-1701. <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0271-9>.

Lima, A. L., Soares, J. J. (2003). Aspectos florísticos e ecológicos de palmeiras (Arecaceae) da Reserva Biológica de Duas Bocas, Cariacica, Espírito Santo. *Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão*. 16, 5-20.

Lorenzi, H., Noblick, L., Kahn, F., Ferreira, E. J. L. (2010). *Flora Brasileira: Arecaceae (Palmeiras)*. 1ed, Plantarum, São Paulo.

Martin, A. E., Bennett, J. R., Fahrig, L. (2022). Habitat fragmentation. In Francis, R. A., Millington, J. D., Perry, G. L., Minor, E. S. (Eds.), *The Routledge handbook of landscape ecology*. pp. 118-139.

Mendes, E., dos Santos, A. S., Gama, G., Portela, R. C. (2025). Palm Demography Is Biased Towards Neotropical and Human-Used Species, While the Richest Biogeographic Region and Threatened Taxa Are Neglected. *Austral Ecology*. 50(7), e70100. <https://doi.org/10.1111/aec.70100>.

Merges, D., Albrecht, J., Böhning-Gaese, K., Schleuning, M., Neuschulz, E. L. (2020). Environmental context determines the limiting demographic processes for plant recruitment across a species' elevational range. *Scientific Reports*. 10(1), 10855. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-67602-5>.

Morales-Díaz, S. P., Alvarez-Añorve, M. Y., Zamora-Espinoza, M. E., Dirzo, R., Oyama, K., Avila-Cabadilla, L. D. (2019). Rodent community responses to vegetation and landscape changes in early successional stages of tropical dry forest. *Forest Ecology and Management*. 433, 633-644. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.11.037>.

Muylaert, R. L., Stevens, R. D., Ribeiro, M. C. (2016). Threshold effect of habitat loss on bat richness in cerrado-forest landscapes. *Ecological Applications*. 26(6), 1854-1867. <https://doi.org/10.1890/15-1757.1>.

Noblick, L. (2019). *Guia para as palmeiras do nordeste*. 1ed, UEFS Editora, Feira de Santana.

Powers, R. P., Jetz, W. (2019). Global habitat loss and extinction risk of terrestrial vertebrates under future land-use-change scenarios. *Nature climate change*. 9, 323-329. <https://doi.org/10.1038/s41558-019-0406-z>.

Reis, I. P., Rocha-Santos, L., Leal, A., Faria, D., Mielke, M. S. (2021). Landscape forest loss changes sunfleck dynamics in forest fragments of southern Bahia, Brazil. *Journal of Tropical Ecology*. 37(2), 64-71. <https://doi.org/10.1017/S0266467421000110>.

Ribeiro, L. F., Conde, L. O. M., Tabarelli, M. (2010). Predation and removal of seeds from five species of palms by *Guerlinguetus ingrami* (Thomas, 1901) in an urban fragment of the montane Atlantic forest. *Revista Arvore*. 34, 637-649. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622010000400008>.

Rocha-Santos, L., Pessoa, M. S., Cassano, C. R., Talora, D. C., Orihuela, R. L. L., Mariano-Neto, E., Morante-Filho, J. C., Faria, D., Cazetta, E. (2016). The shrinkage of a forest: Landscape-scale deforestation leading to overall changes in local forest structure. *Biological Conservation*. 196, 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.01.028>.

Rodrigues, M. E., de Oliveira Roque, F., Quintero, J. M. O., de Castro Pena, J. C., de Sousa, D. C., Junior, P. D. M. (2016). Nonlinear responses in damselfly community along a gradient of habitat loss in a savanna landscape. *Biological Conservation*. 194, 113-120. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.12.001>.

Rogers, H. S., Donoso, I., Traveset, A., & Fricke, E. C. (2021). Cascading impacts of seed disperser loss on plant communities and ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 52, 641-666. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-012221-111742>.

Rolim, S. G., Ivanauskas, N. M., Rodrigues, R. R., Nascimento, M. T., Gomes, J. M. L., Folli, D. A., Couto, H. T. Z. D. (2006). Composição florística do estrato arbóreo da floresta estacional semidecidual na planície aluvial do rio Doce, Linhares, ES, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*. 20, 549-561. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062006000300005>.

Soares, L. A. S. S., Rocha-Santos, L., Faria, D., Mariano-Neto, E., Mielke, M. S., Morante-Filho, J. C., Benchimol, M., Talora, D. C., Gaiotto, F. A., Santos, A. S., Baumgarten, J., Cazetta, E. (2025). Deforested tropical landscapes: Unveiling the mechanisms driving tree saplings growth and survival in forest fragments. *Global Ecology and Conservation*. 62, e03730. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2025.e03730>.

Thompson, P. L., Rayfield, B., Gonzalez, A. (2017). Loss of habitat and connectivity erodes species diversity, ecosystem functioning, and stability in metacommunity networks. *Ecography*. 40(1), 98-108. <https://doi.org/10.1111/ecog.02558>.

Veldkamp, E., Schmidt, M., Powers, J. S., Corre, M. D. (2020). Deforestation and reforestation impacts on soils in the tropics. *Nature Reviews Earth & Environment*. 1(11), 590-605. <https://doi.org/10.1038/s43017-020-0091-5>.

Young, H. S., McCauley, D. J., Galetti, M., Dirzo, R. (2016). Patterns, causes, and consequences of anthropocene defaunation. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*. 47, 333-358. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-112414-054142>.

Zona, S., Henderson, A. (1989). A review of animal-mediated seed dispersal of palms. *Selbyana*. 11, 6-21.

Zwolak, R. (2018). How intraspecific variation in seed-dispersing animals matters for plants. *Biological Reviews*. 93(2), 897-913. <https://doi.org/10.1111/brv.12377>.

**Configuração da paisagem, demografia e predação de sementes: respostas de
Allagoptera caudescens (Arecaceae) em paisagens fragmentadas**

RESUMO

A conversão dos ambientes naturais resulta na perda e fragmentação dos habitats, processos frequentemente tratados em conjunto. A distinção destes processos é essencial, uma vez que a perda de habitat leva a respostas negativas para a biodiversidade, enquanto a fragmentação *per se*, isto é, a fragmentação independente da quantidade de habitat, em geral apresenta efeitos neutros. Neste estudo, exploramos os efeitos da perda de floresta e da fragmentação *per se* na densidade total de indivíduos e estrutura demográfica de *Allagoptera caudescens*. Também exploramos como essas mudanças na paisagem influenciam a predação de sementes sob a planta-mãe, destino da semente e abundância de potenciais dispersores, processos que podem influenciar a demografia das plantas. Esperávamos que a quantidade de floresta fosse o principal preditor das nossas variáveis respostas e utilizamos a abordagem da seleção de modelo para testar nossas hipóteses. Encontramos que a densidade total e de alguns estádios ontogenéticos são maiores em paisagens com níveis intermediários de fragmentação *per se*. Além disso, encontramos que a predação de sementes sob a planta-mãe é regulada pela fragmentação *per se*, com *turnover* de predador no gradiente de fragmentação. Não encontramos influência da composição e configuração da paisagem no destino da semente e na abundância de potenciais dispersores. Nossos resultados demonstram que a fragmentação *per se* é o principal preditor no sucesso de *A. caudescens*, e indicam que paisagens com níveis intermediários de fragmentação *per se* e cobertura florestal podem sustentar populações viáveis de espécies tolerantes à perturbação, como de *A. caudescens*.

Palavras-chave: Palmeira; Fragmentação; Perda de habitat; Floresta tropical.

1. Introdução

A conversão de ambientes naturais para diferentes usos da terra é reconhecida como a principal ameaça à biodiversidade (Curtis et al., 2018; Power & Jetz, 2019). Esse processo resulta simultaneamente na redução da quantidade de habitat disponível e na fragmentação espacial dos remanescentes, dois componentes frequentemente tratados de forma conjunta, apesar de representarem processos distintos (Martin et al., 2021). A distinção entre perda de habitat e fragmentação *per se* (ou seja, a configuração espacial do habitat independentemente de sua quantidade) tornou-se central no debate ecológico recente, uma vez que respostas negativas atribuídas à fragmentação podem, na realidade, refletir efeitos da redução de área (Fahrig, 2017; Fahrig et al. 2019).

Muitos estudos têm atribuído impactos ecológicos negativos à fragmentação do habitat, mas grande parte dessas evidências não avalia fragmentação *per se* (Chiarello, 1999; Groeneveld et al., 2009; Galetti et al., 2006; Leal et al., 2012; Delciellos et al., 2018). Isso ocorre porque a maioria das pesquisas foi realizada em escala local, utilizando métricas como tamanho de mancha e isolamento, enquanto a fragmentação é um processo que ocorre em escala de paisagem (Fahrig, 2017; Fahrig et al., 2019). A extrapolação de respostas em escala local para escala da paisagem é problemática, uma vez que (I) manchas maiores tendem a ocorrer em paisagens com maior quantidade de habitat e (II) manchas mais isoladas são típicas de paisagens com pouca quantidade de habitat (Fahrig 2003; Martin et al., 2022). Assim, as respostas locais ao tamanho da mancha e isolamento, podem na realidade representar o efeito da quantidade de habitat em escala de paisagem e não da fragmentação *per se* (Fahrig 2003; Martin et al., 2022).

Diferenciar as respostas ecológicas à perda de habitat e à fragmentação é fundamental para a conservação da biodiversidade, pois esses processos têm implicações distintas para a persistência de espécies e para o funcionamento dos ecossistemas (Fahrig, 2017; Thompson et al., 2017; Martin et al., 2022). Em geral, a perda de habitat está associada a respostas predominantemente negativas, como extinção local de espécies, redução da diversidade taxonômica e genética, ruptura de interações ecológicas e comprometimento do funcionamento dos ecossistemas (Brooks et al., 2002; Morante-Filho et al., 2015; Thompson et al., 2017; Exposito-Alonso et al., 2022; Bonfim et al., 2023; Gama et al., 2025). Além disso, as respostas à perda de habitat podem não ser lineares, com pontos de quebra ou padrões complexos ao longo de gradientes de quantidade de habitat (Muylaert et al., 2016; Rodrigues et al., 2016). Em contraste, evidências indicam que os efeitos da fragmentação *per se*, são, em geral, neutros, e quando presentes, tendem a ser positivos (Fahrig, 2017). No entanto, o conhecimento sobre

como fragmentação *per se* afeta processos ecológicos permanece limitado, em grande parte devido ao menor número de estudos que adotem explicitamente essa abordagem (Martin et al., 2022).

Sabe-se que alterações na estrutura da paisagem, associadas tanto à perda de habitat (composição) quanto à fragmentação *per se* (configuração espacial), podem modificar profundamente as condições abióticas e bióticas dos remanescentes florestais (Reis et al., 2021). A perda florestal em escala de paisagem, por exemplo, simplifica a estrutura da vegetação, empobrece o solo, aumenta a disponibilidade de luz e altera o microclima florestal, reduzindo a quantidade e a qualidade do habitat disponível (Rocha-Santos et al., 2016; Veldkamp et al., 2020; Reis et al., 2021). Para plantas tropicais, essas mudanças nas condições ambientais dos fragmentos podem influenciar diretamente a sobrevivência dos indivíduos, principalmente nos estágios iniciais de desenvolvimento, com efeitos que podem se propagar para todos os estádios ontogenéticos (Soares et al., 2025). Como consequência, a demografia das espécies de plantas é influenciada por essas alterações nas condições ambientais (Merges et al., 2020). Em paisagens perturbadas, tais mudanças tendem a aumentar a mortalidade, reduzindo a germinação e o estabelecimento de novos indivíduos (Bruna et al., 1999; Cardoso et al., 2021), o que pode levar à redução de todos os estádios ontogenéticos e, em casos extremos, à extinção local de espécies especialistas de floresta (Leal et al., 2021). Em contraste, espécies associadas a estágios sucessionais iniciais ou tolerantes à perturbação podem responder positivamente a essas alterações, apresentando um aumento populacional em paisagens modificadas (Rocha-Santos et al., 2016; Benchimol et al., 2017).

Além dos efeitos diretos das mudanças nas condições ambientais, as alterações na paisagem também podem influenciar negativamente as interações ecológicas, com consequências importantes para a demografia das plantas. Para espécies com dispersão zoocórica, mudanças na paisagem podem impactar negativamente os animais dispersores de sementes (Rogers et al., 2021). A redução ou ausência desses dispersores leva ao acúmulo de sementes sob a planta-mãe, com aumento na predação de sementes (Galetti et al., 2006; Galetti et al., 2015; Morales-Díaz et al., 2019; Rogers et al., 2021). Essas respostas das populações de plantas podem variar dentro dos estádios ontogenéticos, já que em cada estágio, os indivíduos passam por diferentes filtros ambientais (Boege & Marquis, 2006; Dayrell et al., 2018).

Apesar desse corpo de conhecimento, a maior parte das evidências disponíveis sobre os efeitos da estrutura da paisagem na demografia de plantas deriva de estudos focados na perda de floresta em escala de paisagem ou de análises conduzidas em escala local, avaliando aspectos como tamanho e isolamento de manchas. Como consequência, ainda é extremamente

limitado o entendimento sobre os efeitos da fragmentação *per se* sobre processos demográficos em plantas tropicais. Neste contexto, este estudo tem como objetivo avaliar os efeitos das alterações na estrutura da paisagem, considerando a perda de floresta e a fragmentação *per se*, sobre a demografia de *Allagoptera caudescens*. Esta espécie é amplamente distribuída na Mata Atlântica, persiste em ambientes perturbados e produz frutos grandes. No entanto, apesar de sua relevância ecológica, *A. caudescens* permanece pouco estudada, em grande parte em função do viés histórico em estudos demográficos de palmeiras (Cerqueira et al., 2024; Mendes et al., 2025).

Diante disso, neste estudo testamos a hipótese de que alterações na estrutura da paisagem influenciam a demografia de *A. caudescens*, assim como a predação sob a planta-mãe, remoção e dispersão de sementes e abundância de potenciais dispersores. Especificamente para demografia, esperamos duas respostas concorrentes. Na primeira, esperamos que a cobertura florestal influencie positivamente a densidade de indivíduos de todos estádios ontogenéticos. Na segunda, esperamos maior densidade de indivíduos de todos estádios ontogenéticos em paisagens com cobertura florestal intermediária devido a capacidade de *A. caudescens* persistir em ambientes perturbados. Em relação à predação de sementes, esperamos efeito negativo da cobertura florestal. Já para remoção e dispersão de sementes e abundância de potenciais dispersores, esperamos efeitos positivos da cobertura florestal. Em contraste, com base nas evidências disponíveis, esperamos que a fragmentação florestal *per se* apresente efeitos fracos ou nulos sobre os diferentes estádios ontogenéticos, predação sob a planta-mãe, remoção e dispersão de sementes e abundância de potenciais dispersores, refletindo sua influência limitada sobre a abundância de plantas e sobre os processos relacionados a frugivoria e dispersão de sementes (Fahrig, 2017; Cazetta & Fahrig, 2022).

2. Material e métodos

2.1 Área de estudo

Este estudo foi conduzido em 16 fragmentos florestais de Mata Atlântica localizados entre os estados da Bahia e Espírito Santo (Figura 2), região categorizada como Floresta Ombrófila Densa (IBGE, 2012). Os remanescentes florestais no extremo norte da área de estudo estão inseridos em uma matriz composta majoritariamente por agroflorestas de *Theobroma cacao*, fator que auxiliou na conservação da cobertura florestal na região (Sambuichi et al., 2012; Souza et al., 2020). Já no extremo sul, a região está severamente desmatada e a matriz é composta majoritariamente por pastagens e plantações de *Eucalyptus* (Souza et al., 2020).

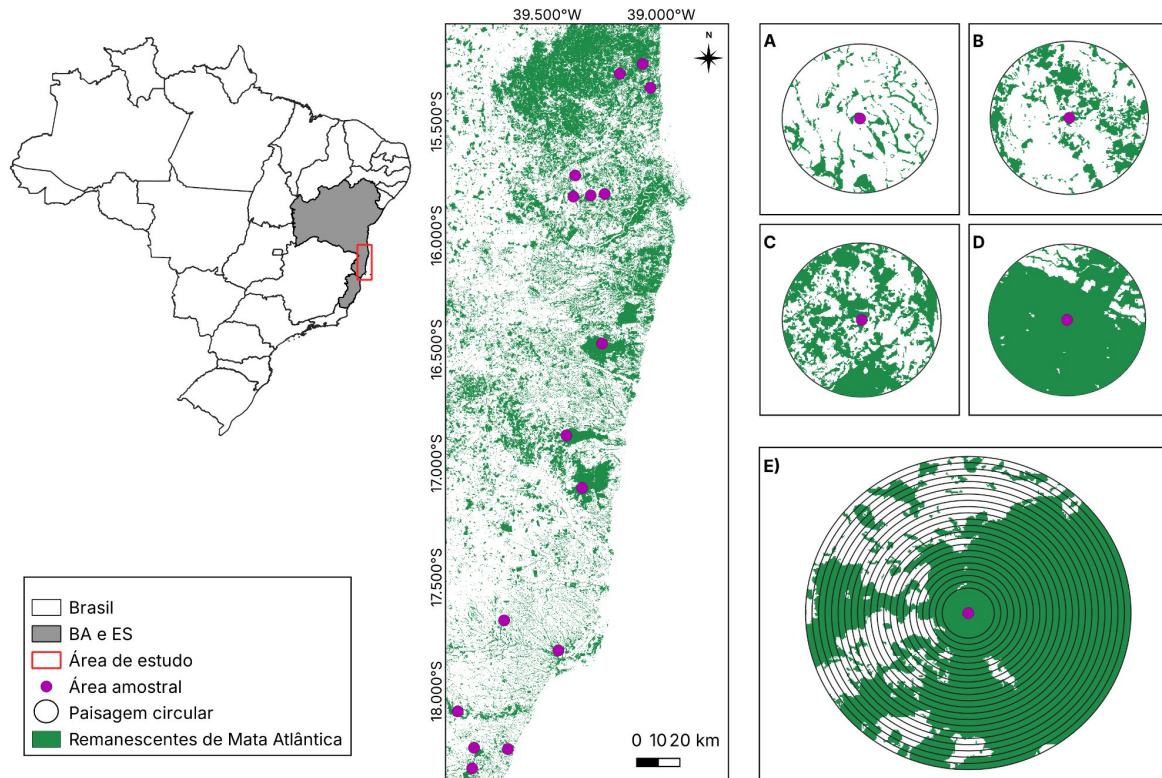


Figura 2. Localização dos 16 fragmentos florestais amostrados no sul da Bahia e norte do Espírito Santo, Brasil. Fragmentos ilustrados em roxo. **A-D** detalhe de algumas paisagens amostradas, ilustrando a variação na cobertura florestal (verde escuro) na escala máxima (5000 m). **E** paisagem circular com raios variando de 800 m a 5000 m.

2.2 Demografia e densidade total de *A. caudescens*

Em todos os 16 fragmentos foram instaladas 4 parcelas retangulares de 20 x 50 m, totalizando 0,1 ha por parcela, com distância mínima entre parcelas de 50 m, totalizando 6,4 ha de área amostrada. Em cada parcela, contamos o número de indivíduos de *A. caudescens* e classificamos em quatro estádios ontogenéticos considerando características morfológicas de desenvolvimento: **jovem 1** - presentes apenas folhas simples, ausência total de estipe; **jovem 2** - folhas em processo de pinamento, estipe ausente; **juvenil** - presença de folhas totalmente pinadas, estipe ausente ou curto, quando presente; **adulto** - presença de sinais reprodutivos, independente do tamanho do estipe (Figura 3). Também consideramos a densidade total de indivíduos do fragmento somando a abundância de todas as classes demográficas. Realizamos a amostragem demográfica entre Março e Junho de 2025.



Figura 3. Ilustração dos estádios ontogenéticos de *A. caudescens* (Arecaceae). Da direita para esquerda: jovem 1, jovem 2, imaturo e adulto. As proporções de tamanho para comparação entre os estádios estão adaptadas e não representam as diferenças reais. Ilustração: Leiza Soares

2.3 Predação sob a planta-mãe

Em 11 fragmentos, selecionamos 5 indivíduos adultos arbóreos de *A. caudescens* que possuíam sementes na base do estipe e estavam a uma distância mínima entre si de 30 m. Para cada indivíduo, coletamos todas as sementes presentes em um raio de 2 m dos estipes. Cada semente foi então classificada em uma de três categorias: (1) **predada por roedor**, quando apresentava marcas de dentes de roedores e embrião ausente, (2) **predada por invertebrado**, quando apresentava pequenas cavidades circulares relacionadas a insetos como Scolytinae (Coleoptera, Curculionidae) e (3) **intacta**, quando a semente não apresentava danos externos aparentes ou ao embrião (Figura 4) (adaptado de Galetti et al., 2006). A partir dessa classificação, calculamos, para cada indivíduo, a proporção relativa de sementes em cada categoria. As amostragens foram realizadas entre Março a Junho de 2025, período em que os frutos maduros estão naturalmente se desprendendo das plantas-mãe (Lima & Soares, 2003).



Figura 4. Sementes de *A. caudescens* coletadas abaixo da planta-mãe registradas nos fragmentos florestais no corredor central da Mata Atlântica. **A** semente com marcas de predação por roedor; **B** semente com marca de predação por invertebrado; **C** sementes intactas.

2.4 Destino da semente

Nos mesmos 11 fragmentos florestais utilizados para avaliar a predação de sementes sob a planta-mãe, conduzimos experimentos controlados para determinar o destino das sementes. Em cada fragmento, cinco indivíduos arbóreos adultos de *A. caudescens* foram selecionados aleatoriamente, mantendo-se uma distância mínima de 30 m entre eles. Em cada indivíduo foi instalado um experimento composto por 10 sementes perfuradas na região do poro germinativo e amarrados individualmente a um carretel de linha (Forget & Wenny, 2005; Xiao et al., 2006; Donatti et al., 2009), totalizando 50 sementes acompanhadas por área. Todos os carretéis foram fixados no estipe entre 20 e 50 cm do solo, com as sementes depositadas radialmente ao redor da base da palmeira, a uma distância máxima de 20 cm. Após 28 dias, quantificamos o número de sementes que foram movidas a mais de 0,5 m da base do estipe e classificamos em duas categorias: (1) **removida**, quando as sementes foram encontradas intactas, predadas ou ausentes (quando encontramos apenas a linha do carretel) e (2) **dispersada**, quando as sementes removidas a mais de 0,5 m estavam intactas, ou seja, um subconjunto das sementes removidas (Adaptado de Donatti et al., 2009). Também medimos a distância da semente em relação à planta-mãe para as sementes classificadas em removidas e dispersadas a mais de 0,5 m e utilizamos a média de distância de movimentação das sementes no fragmento como variável resposta. A remoção foi analisada separadamente da dispersão, uma vez que sementes ausentes podem ter sido dispersas sem terem sido predadas. No entanto, nessas condições, não é possível determinar o sucesso da dispersão.

2.5 Abundância de potenciais dispersores

Nos mesmos 11 fragmentos, instalamos uma armadilha fotográfica por fragmento e contabilizamos o número de espécies interagindo com as sementes de *A. caudescens*. Cada armadilha foi posicionada voltada para a base do estipe de um indivíduo da espécie. No local, dispusemos sementes despulpadas como isca para possíveis dispersores e predadores de sementes. Consideramos como potenciais dispersores os mamíferos registrados removendo ou consumindo as sementes, bem como aqueles previamente documentados na literatura como dispersores de palmeiras de sementes grandes (Andreazzi et al., 2009; Muñoz et al., 2019). Registros da mesma espécie foram considerados independentes quando possuíam intervalos de tempo iguais ou superiores a uma hora. Posteriormente, calculamos a abundância relativa de potenciais dispersores através da soma dos registros padronizados pelo número de dias amostrados.

2.6 Características da paisagem

Nós usamos a abordagem mancha-paisagem (Fahrig 2013), onde as variáveis resposta foram amostradas no interior dos fragmentos florestais, enquanto os descritores da paisagem foram calculados em múltiplos *buffers* circulares com raios variando de 800 a 5000 m, com intervalos de 200 m, a partir do centro da paisagem. As coordenadas iniciais e finais de cada parcela de demografia, bem como as coordenadas dos indivíduos amostrados de *A. caudescens* (predação sob a planta-mãe e destino das sementes) foram utilizadas para gerar um polígono convexo mínimo, cujo centróide foi adotado como centro da paisagem. Diferentes escalas espaciais foram consideradas, uma vez que, *a priori*, não é possível determinar a escala na qual os processos ecológicos ocorrem. Assim, adotamos uma abordagem multiescalar (Jackson & Fahrig, 2015). Utilizamos *buffers* maiores para capturar a escala de efeito, mesmo que ocorra sobreposição de *buffers*, adotamos essas escalas maiores, conforme sugerido por Zuckerberg et al (2020).

Para quantificar as métricas de paisagem, utilizamos o mapeamento de uso e cobertura do solo do Brasil (Coleção 9) do MapBiomas, restringindo as análises às classes categorizadas como “formação florestal” (Souza et al., 2020). Em cada paisagem, calculamos a porcentagem de cobertura florestal (CF) e a densidade de manchas (DM), por ser fortemente associada à configuração espacial do habitat e tradicionalmente usada como métrica de fragmentação (Martin et al., 2025). O cálculo das métricas de paisagem foi realizado utilizando o pacote LandscapeMetrics do *software* R (Hesselbarth et al., 2019).

2.7 Análise estatística

Para definir a escala da paisagem no qual os processos avaliados ocorrem, utilizamos Modelos Lineares Generalizados (GLMs), ajustando modelos entre as variáveis respostas e a cobertura florestal e densidade de manchas em todas as escalas espaciais consideradas (800 m a 5000 m). A escala de efeito foi definida como aquela extensão espacial em que o modelo apresentou o menor critério de informação de Akaike corrigido para amostras pequenas (AICc).

Para avaliar como a cobertura florestal e a fragmentação *per se* influenciam nossas variáveis resposta, ajustamos GLMs completos que incluíram simultaneamente cobertura florestal e densidade de mancha como preditores das variáveis respostas e modelos reduzidos com cada variável preditora avaliada isoladamente (Tabela 1, Tabela S3 para distribuições estatísticas). Para a demografia também produzimos modelos que incluíram os preditores como termos quadráticos, a fim de capturar relações não lineares (Tabela 1), não incluímos os termos

quadráticos nas demais análises para evitar o sobreajuste (*overfitting*) devido ao menor número de fragmentos amostrados. Em todos os modelos, os preditores foram incluídos considerando a escala de efeito (Jackson & Fahrig, 2015) (Tabela S3).

A seleção de modelos foi realizada com base no AICc, calculando a diferença entre AICcs ($\Delta AICc$) e os pesos de Akaike (WAICc). O melhor modelo foi selecionado com o menor $\Delta AICc$ e maior WAICc, considerando $\Delta AICc > 2$ em relação ao modelo nulo ou um modelo com menor número de parâmetros. Quando o modelo selecionado inclui simultaneamente a cobertura florestal e a densidade de manchas como preditores, isso foi interpretado como efeito significativo da fragmentação *per se* (Smith et al., 2009; Martínez-Ruiz et al., 2025), desde que o fator de inflação de variância (VIF) seja < 5 (Watling et al., 2020). Também atribuímos efeito significativo da fragmentação *per se* quando um modelo apenas com densidade de manchas foi selecionado como melhor modelo e os valores de $\Delta AICc$ dos modelos de cobertura florestal foram > 2 .

Tabela 1. Modelos Lineares Generalizados (GLMs) considerados no processo de seleção de modelos. A primeira coluna apresenta a estrutura dos modelos, e a segunda coluna o efeito dos preditores na variável resposta.

Modelo	Abreviação	Resposta do modelo
$y = \beta_1 CF$	CF	Efeito linear da cobertura florestal
$y = \beta_1 DM$	DM	Efeito linear da densidade de manchas
$y = \beta_1 CF + \beta_2 CF^2$	CF ²	Efeito quadrático da cobertura florestal
$y = \beta_1 DM + \beta_2 DM^2$	DM ²	Efeito quadrático da densidade de manchas
$y = \beta_1 CF + \beta_2 DM$	CF+DM	Efeito linear da fragmentação <i>per se</i>
$y = \beta_1 CF + \beta_2 CF^2 + \beta_3 DM + \beta_4 DM^2$	CF ² + DM ²	Efeito quadrático da fragmentação <i>per se</i>
$y \sim 1$	Nulo	Modelo nulo

y = variável resposta; CF = cobertura florestal; DM = densidade de manchas.

3. Resultados

3.1 Demografia e densidade total de *A. caudescens*

Registramos o total de 3049 indivíduos de *A. caudescens* em 16 fragmentos florestais, com média $190,6 \pm 167,7$ indivíduos por fragmento, variando de 0 a 526 indivíduos. Desse

total, registramos 2256 indivíduos jovens 1, 389 jovens 2, 128 juvenis e 276 adultos (Figuras 5, S2 e S3).

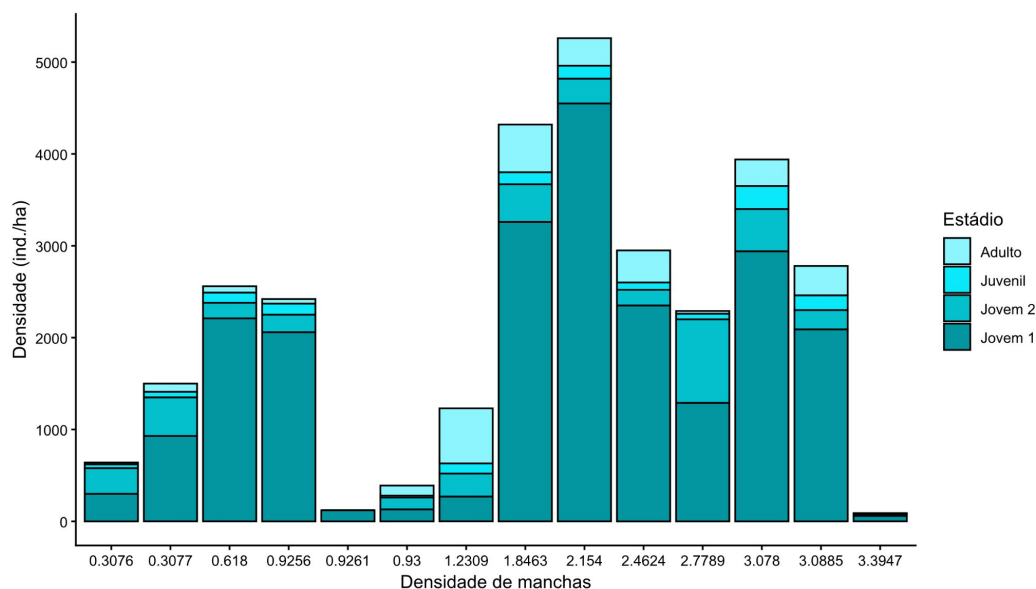


Figura 5. Variação na densidade dos estádios ontogenéticos no gradiente de densidade de manchas (escala de 1000 m). Paisagens que não registram indivíduos foram omitidas.

A densidade total de *A. caudescens* foi maior em paisagens com densidade de manchas intermediária, com efeito da fragmentação *per se* (Tabela 2; Figura 6A). Considerando os estádios ontogenéticos separadamente, a densidade de indivíduos nos estádios jovem 1 e adulto também foi maior em paisagens com valores intermediários de densidade de manchas, indicando efeito da fragmentação *per se*, enquanto a densidade de juvenis foi maior em paisagens com cobertura florestal intermediária (Tabela 2; Figura 6D). Para o estágio jovem 2, a densidade não variou em função das métricas de paisagem avaliadas, sendo o modelo nulo selecionado.

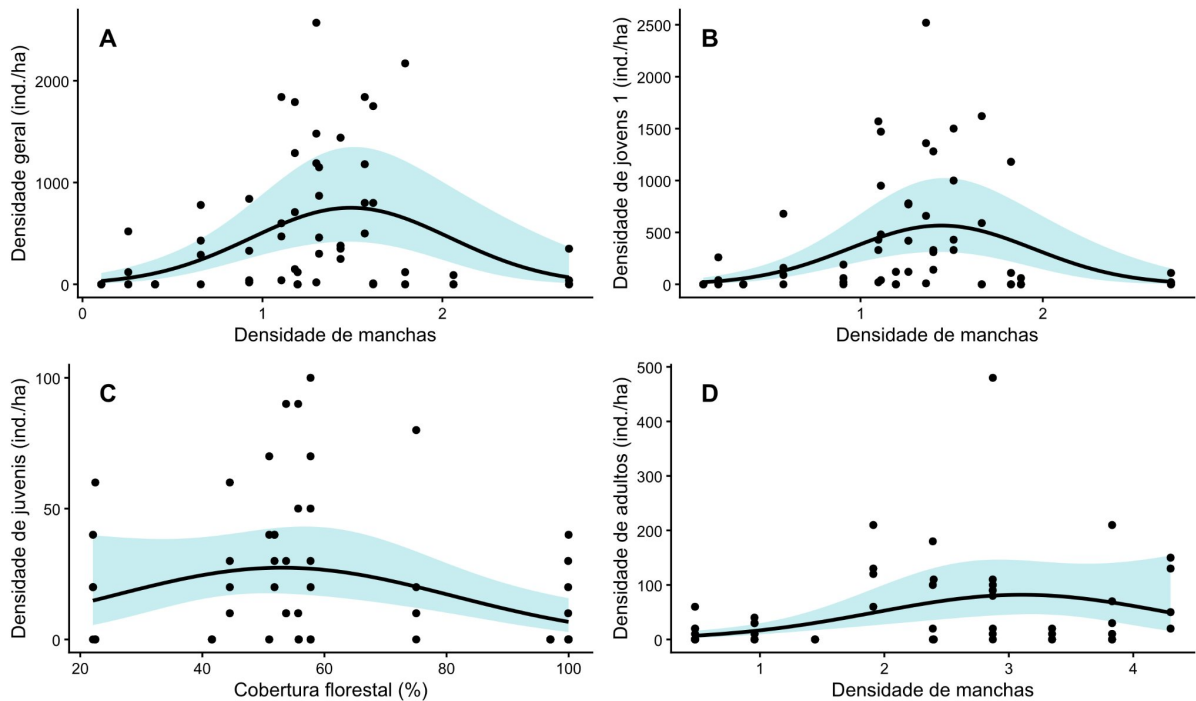


Figura 6. Relação significativa entre as métricas de paisagem e a densidade de indivíduos dos estádios ontogenéticos de *A. caudescens* nos 16 fragmentos florestais localizados no corredor central da Mata Atlântica. **A** Densidade geral de *A. caudescens* no gradiente de densidade de manchas na paisagem; **B** Densidade de indivíduos no estágio jovem no gradiente de densidade de manchas na paisagem; **C** Densidade de juvenis no gradiente de cobertura florestal; **D** Densidade de adultos no gradiente de densidade de manchas na paisagem. Intervalo de confiança em ciano.

3.2 Predação sob a planta-mãe

No total, foram encontradas 2784 sementes sob a planta-mãe, com média de $252,2 \pm 86,9$ sementes por fragmento, variando de 91 a 399. Desse total, 1443 sementes foram predadas por invertebrados (~52%), 772 permaneceram intactos (~28%) e 569 foram predados por roedores (~20%). A predação sob a planta-mãe variou em função da densidade de manchas, evidenciando um efeito significativo da fragmentação *per se* (Tabela 2). Especificamente, a predação por roedores aumentou com a fragmentação *per se*, enquanto a predação por invertebrados foi influenciada negativamente por esta mesma variável (Figura 7).

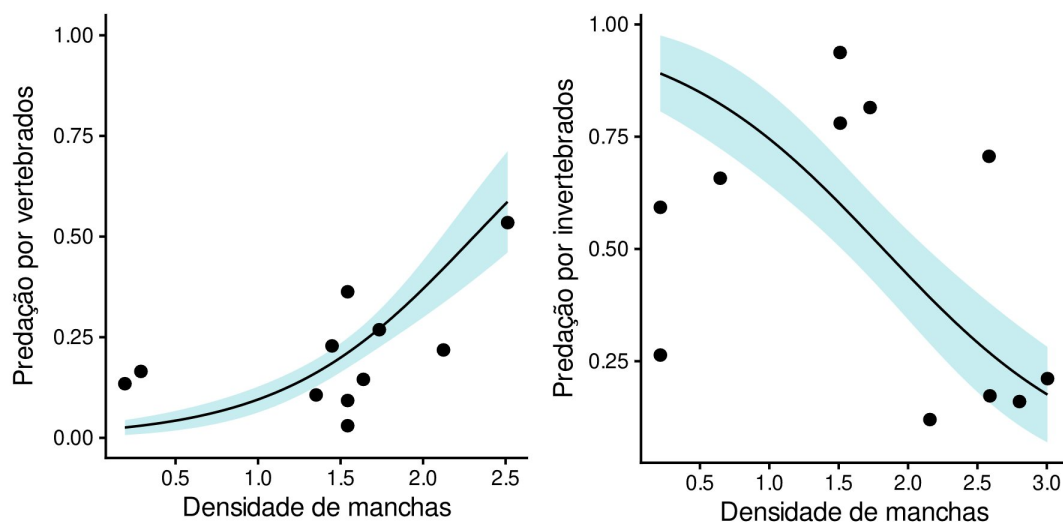


Figura 7. Efeito da densidade de manchas na predação sob a planta-mãe para predação por roedores e invertebrados. Os valores representam a proporção das sementes predadas. As retas representam o efeito marginal da densidade de manchas com a cobertura florestal fixada na média. Intervalo de confiança em ciano.

3.3 Destino da sementes

Em média, foram removidas $16,4 \pm 11,4$ sementes por fragmento (variando de 3 e 40), o que corresponde a aproximadamente $33\% \pm 23\%$ das sementes ofertadas. Dentre essas, o número médio de sementes dispersadas foi de $4,8 \pm 2,4$, variando de 2 a 9 sementes por fragmento. A distância média de remoção foi $1,9 \text{ m} \pm 2,4 \text{ m}$, variando de 0,5 m a 13,7 m por fragmento, e a distância média de dispersão foi de $1,7 \text{ m} \pm 1,7 \text{ m}$, com variação de 0,5 m a 8,7 m por fragmento (Figura S4).

O número de sementes removidas e dispersas, assim como a distância de remoção e dispersão não variaram em função das métricas de paisagem avaliadas. Em todos os casos, o modelo nulo foi selecionado (Tabela S2).

3.4 Abundância de potenciais dispersores

No total, obtivemos 39 registros independentes, distribuídos entre seis espécies de potenciais dispersores: *Guerlinguetus* spp. (Caxinguelê), *Cuniculus paca* (Paca), *Dasyprocta* spp. (Cutia) e *Hylaeamys seuanezi* (Figura 8). *Guerlinguetus* spp. foi a espécie mais frequente, concentrando $\sim 54\%$ de todos os registros. A abundância relativa média de dispersores foi de $0,12 \pm 0,12$, variando de 0 a 0,5 por fragmento. O modelo nulo foi selecionado como o melhor modelo (Tabela S2).



Figura 8. Potenciais dispersores de *A. caudescens* registrados nos fragmentos florestais no corredor central da Mata Atlântica. **A** *Guerlinguetus* spp. interagindo com sementes de *A. caudescens*; **B** *Cuniculus paca*; **C** *Dasyprocta* spp.; **D** *Hylaeamys seuanezi* interagindo com sementes de *A. caudescens*.

Tabela 2. Resultado da seleção de modelos indicando o melhor modelo para explicar a variação nas variáveis respostas. Modelos nulos selecionados não estão incluídos na tabela. (Nota: os coeficientes β_1 e β_2 nos modelos quadráticos são referentes aos termos lineares e quadráticos, respectivamente).

Variável resposta	Melhor modelo	$\Delta AICc$	$\Delta AICc_{null}$	W	β_1	β_2
Jovem 1	DM ²	0	10,7542	0,7486	***5,6956 ± 1,1285	***-1,97608 ± 0,41814
Juvenil	CF ²	0	2,5026	0,3658	0,0678 ± 0,0391	*-0,0006 ± 0,0002
Adulto	DM ²	0	9,4854	0,7149	**2,2343 ± 0,7320	*-0,3597 ± 0,1591
Densidade geral de <i>A. caudescens</i>	DM ²	0	7,2390	0,7029	***4,8662 ± 1,1266	***-1,6321 ± 0,4096
Predação de sementes por roedores	CF + DM	0	8,8283	0,9811	*** 1,7199 ± 0,2595	*** 0,0408 ± 0,0077
Predação de sementes por insetos	CF + DM	0	10,7274	0,8954	*** -1,3066 ± 0,2575	*** -0,0703 ± 0,0126

CF = cobertura florestal; DM = densidade de manchas; $\Delta AICc$ = diferença do AICc entre o modelo selecionado e o melhor modelo $\Delta AICc_{null}$ = diferença do AICc entre o modelo selecionado e o modelo nulo; W = peso de Akaike; *** = $p < 0,001$; ** = $p < 0,01$; * = $p < 0,05$.

4. Discussão

Nossos resultados indicam que a fragmentação *per se* foi o principal preditor da densidade total de *A. caudescens*, com maiores densidades associadas a paisagens com níveis intermediários de fragmentação *per se*. Ao considerar separadamente os estádios

ontogenéticos, os melhores modelos incluíram exclusivamente a densidade de manchas para os estádios jovem 1 e adulto, indicando que as variações demográficas estão mais fortemente associadas à fragmentação florestal *per se*. Em contraste, a densidade de juvenis foi melhor explicada pela cobertura florestal. Contrário às nossas expectativas, a fragmentação *per se* influenciou a predação de sementes sob a planta-mãe, afetando de forma distinta a predação por roedores e invertebrados. Especificamente, o aumento da fragmentação *per se* esteve associado a maiores taxas de predação por vertebrados e a menores taxas de predação por invertebrados. Esses resultados contribuem para o avanço do entendimento sobre as respostas ecológicas à fragmentação *per se*, ainda pouco exploradas no contexto das interações ecológicas. Mesmo não influenciando o destino da semente, a fragmentação *per se* se configurou como um fator central na biologia de *A. caudescens*.

A associação positiva entre níveis intermediários de fragmentação *per se* e densidade de *A. caudescens* pode ser interpretada à luz da tolerância da espécie a distúrbios e de sua afinidade por ambientes estruturalmente mais abertos. Paisagens mais fragmentadas tendem a apresentar maior proporção de bordas, o que modifica condições estruturais e microclimáticas, incluindo maior luminosidade e temperatura e simplificação da estrutura florestal (Murcia, 1995; Rocha-Santos et al., 2016). Essas condições favorecem espécies tolerantes à perturbação ou associadas a estágios sucessionais iniciais (Rocha-Santos et al., 2016; Benchimol et al., 2023), o que pode explicar a elevada densidade dos estádios jovem 1 e adulto em paisagens moderadamente fragmentadas. De forma consistente, a maior densidade de indivíduos juvenis em paisagens com níveis intermediários de cobertura florestal sugere que o aumento na disponibilidade de bordas, comum nesses contextos, pode favorecer a persistência de indivíduos próximos ao estágio reprodutivo (Fahrig, 2003; Lorenzi et al., 2010).

A predação de sementes sob a planta-mãe manteve-se elevada (> 70%) na área de estudo. No entanto, houve uma mudança no grupo de predadores ao longo do gradiente de fragmentação, de modo que a fragmentação *per se* influencia positivamente a predação por roedores e negativamente a predação por invertebrados. A elevada predação de sementes possivelmente está associada a defaunação local, que aumenta a densidade de sementes sob a planta-mãe, assim como *turnover* do tipo de predador, uma vez que roedores persistem em paisagens mais fragmentadas e insetos em paisagens menos fragmentadas (Andreazzi et al., 2009; Galetti et al., 2015). A maior predação por roedores pode ocorrer devido ao aumento da quantidade de borda em níveis elevados de fragmentação e pela redução da distância média entre fragmentos (Fahrig, 2003), condições que favorecem espécies generalistas e tolerantes à perturbação (Andreazzi et al., 2009; Morales-Díaz et al., 2019; Tõnisalu & Väli, 2022; Pires

& Galetti, 2023). Por outro lado, o aumento na predação por invertebrados em paisagens menos fragmentadas sugere que, na ausência ou menor atividade de vertebrados predadores ou dispersores, as sementes tendem a permanecer mais tempo no solo sob a planta-mãe, tornando-se acessíveis aos invertebrados (Visser et al., 2011; Mendes et al., 2016). Além disso, a maior continuidade do habitat nessas paisagens pode favorecer o movimento de organismos com baixa capacidade de locomoção, proporcionando aumento populacional dos invertebrados predadores de sementes de palmeiras nessas paisagens (Andreazzi et al., 2009; Farwig et al., 2009).

Não encontramos influência da cobertura florestal ou fragmentação *per se* no destino das sementes e na abundância de potenciais dispersores. Nossos resultados indicam que a dispersão de sementes de *A. caudescens* é sustentada por um conjunto restrito de mamíferos, principalmente roedores, com destaque para *Guerlinguetus* spp., que concentrou a maior partes dos registros ao longo das paisagens avaliadas. Este padrão é consistente com evidências anteriores de que as sementes da espécie são majoritariamente removidas por *Guerlinguetus* spp. (Ribeiro et al., 2010). A ausência de respostas do destino da semente a composição e configuração da paisagem está possivelmente associada à presença deste dispersor generalista amplamente distribuído (Benchimol et al., 2026). Este resultado reforça a importância de mamíferos generalistas na manutenção de processos ecológicos em paisagens fragmentadas.

Nossos resultados indicam que a fragmentação *per se* é o principal preditor de configuração da paisagem para as respostas ecológicas de *A. caudescens*. Estes resultados são importantes, uma vez que sugerem que *A. caudescens* se beneficia de paisagens estruturalmente heterogêneas, nas quais a configuração espacial está associada a gradientes ambientais favoráveis ao recrutamento, como maior disponibilidade de luz e maior proporção de bordas. De forma consistente, a densidade de indivíduos juvenis também foi maior em paisagens com valores intermediários de cobertura florestal, indicando que tanto a composição quanto a configuração da paisagem influenciam a demografia da espécie. Do ponto de vista da conservação, nossos achados indicam que paisagens com níveis intermediários de fragmentação *per se* e cobertura florestal podem sustentar populações viáveis de espécies tolerantes à perturbação, como *A. caudescens*.

5. Conclusão

Este estudo demonstra que a configuração da paisagem é um importante preditor da biologia de *A. caudescens*, uma vez que a densidade geral e alguns estádios ontogenéticos são favorecidos em paisagens com densidade de manchas intermediárias. A predação sob a planta-

mãe foi influenciada pela configuração da paisagem, mas o tipo de predador variou conforme a fragmentação *per se*. Por outro lado, o destino das sementes e a abundância de potenciais dispersores não são controlados pela composição e configuração da paisagem. Em conjunto, nossos resultados indicam que a fragmentação *per se* pode afetar interações ecológicas específicas, e é um fator determinante do sucesso de *A. caudescens*. Além disso, estes achados reforçam que paisagens com níveis intermediários de densidade de manchas e cobertura florestal podem sustentar populações viáveis de espécies com tolerância à perturbação.

6. Referências

- Andreazzi, C. S., Pires, A., Fernandez, F. A. (2009). Mamíferos e palmeiras neotropicais: interações em paisagens fragmentadas. *Oecologia brasiliensis*. 13(4), 554-574. <https://doi.org/10.4257/oeco.2009.1304.02>.
- Benchimol, M., Nobre, C., Rios, E., Magioli, M. (2026). Half-empty forests: defaunation of medium and large-sized mammals in a global biodiversity hotspot. *Mammal Research*. 71, 7. <https://doi.org/10.1007/s13364-025-00826-w>.
- Boege, K., Marquis, R. J. (2006). Plant quality and predation risk mediated by plant ontogeny: consequences for herbivores and plants. *Oikos*. 115(3), 559-572. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.15076.x>.
- Bonfim, F. C. G., Dodonov, P., Guimarães Jr, P. R., Cazetta, E. (2023). Habitat loss shapes the structure and species roles in tropical plant–frugivore networks. *Oikos*. e09399. <https://doi.org/10.1111/oik.09399>.
- Brooks, T. M., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A. B., Rylands, A. B., Konstant, W. R., Flick, P., Pilgrim, J., Oldfield, S., Magin, G., Hilton-Taylor, C. (2002). Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. *Conservation biology*. 16(4), 909-923. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.00530.x>.
- Bruna, E. M. (1999). Seed germination in rainforest fragments. *Nature*. 402, 139-139. <https://doi.org/10.1038/45963>.
- Cardoso, I. B., do Vale Beirão, M., Cuevas-Reyes, P., Maldonado-López, Y., Aguilar-Peralta, J. S., de Abreu Moreira, P. (2021). Effects of landscape disturbance on seed germination of *Enterolobium contortisiliquum* (Fabaceae) in Brazilian seasonally tropical dry forest: Are seeds a sensitive biomarker of environmental stress?. *Ecological Indicators*. 125, 107451. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107451>.
- Cazetta, E., Fahrig, L. (2022). The effects of human-altered habitat spatial pattern on frugivory and seed dispersal: a global meta-analysis. *Oikos*. e08288. <https://doi.org/10.1111/oik.08288>.
- Cerqueira, A. F., Benchimol, M., Sousa-Santos, C., Bezerra, I. M., Santana dos Santos, M., Dalmolin, Â. C., Gaiotto, F. A., Mielke, M. S. (2024). Trends and gaps in the literature on

native palms of the Brazilian Atlantic Forest. *Austral Ecology*. 49(1), e13322. <https://doi.org/10.1111/aec.13322>.

Chiarello, A. G. (1999). Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biological conservation*. 89(1), 71-82. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(98\)00130-X](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(98)00130-X).

Curtis, P. G., Slay, C. M., Harris, N. L., Tyukavina, A., Hansen, M. C. (2018). Classifying drivers of global forest loss. *Science*. 361, 1108-1111. <https://doi.org/10.1126/science.aau3445>.

Curtis, P. G., Slay, C. M., Harris, N. L., Tyukavina, A., Hansen, M. C. (2018). Classifying drivers of global forest loss. *Science*. 361, 1108-1111. <https://doi.org/10.1126/science.aau3445>.

Dayrell, R. L., Arruda, A. J., Pierce, S., Negreiros, D., Meyer, P. B., Lambers, H., Silveira, F. A. (2018). Ontogenetic shifts in plant ecological strategies. *Functional Ecology*. 32(12), 2730-2741. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13221>.

Delciellos, A. C., Barros, C. D. S. D., Prevedello, J. A., Ferreira, M. S., Cerqueira, R., Vieira, M. V. (2018). Habitat fragmentation affects individual condition: evidence from small mammals of the Brazilian Atlantic Forest. *Journal of Mammalogy*. 99(4), 936-945. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyy078>.

Donatti, C. I., Guimaraes Jr, P. R., Galetti, M. (2009). Seed dispersal and predation in the endemic Atlantic rainforest palm *Astrocaryum aculeatissimum* across a gradient of seed disperser abundance. *Ecological Research*. 24, 1187-1195. <https://doi.org/10.1007/s11284-009-0601-x>.

Exposito-Alonso, M., Booker, T. R., Czech, L., Gillespie, L., Hateley, S., Kyriazis, C. C., Lang, P. L. M., Leventhal, L., Nogues-Bravo, D., Pagowski, V., Ruffley, M., Spence, J. P., Toro Arana, S. E., Weiss, C. L., Zess, E. (2022). Genetic diversity loss in the Anthropocene. *Science*. 377(6613), 1431-1435. <https://doi.org/10.1126/science.abn5642>.

Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*. 34, 487-515. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>.

Fahrig, L. (2013). Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. *Journal of biogeography*. 40(9), 1649-1663. <https://doi.org/10.1111/jbi.12130>.

Fahrig, L. (2017). Ecological responses to habitat fragmentation per se. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*. 48, 1-23. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110316-022612>.

Fahrig, L., Arroyo-Rodríguez, V., Bennett, J.R., Boucher-Lalonde, V., Cazetta, E., Currie, D.J., Eigenbrod, F., Ford, A.T., Harrison, S.P., Jaeger, J.A.G., Koper, N., Martin, A.E., Martin, J.-L., Metzger, J.P., Morrison, P., Rhodes, J.R., Saunders, D.A., Simberloff, D., Smith, A.C.,

Tischendorf, L., Vellend, M., Watling, J.I. (2019). Is habitat fragmentation bad for biodiversity?. *Biological Conservation*. 230, 179-186. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.12.026>.

Fahrig, L., Watling, J. I., Arnillas, C. A., Arroyo-Rodríguez, V., Jörger-Hickfang, T., Müller, J., Pereira, H. M., Riva, F., Rösch, V., Seibold, S., Tschardtke, T., May, F. (2022). Resolving the SLOSS dilemma for biodiversity conservation: a research agenda. *Biological Reviews*. 97, 99-114. <https://doi.org/10.1111/brv.12792>.

Farwig, N., Bailey, D., Bochud, E., Herrmann, J. D., Kindler, E., Reusser, N., Schüepp, C., Schmidt-Entling, M. H. (2009). Isolation from forest reduces pollination, seed predation and insect scavenging in Swiss farmland. *Landscape Ecology*. 24, 919-927. <https://doi.org/10.1007/s10980-009-9376-2>.

Forget, P. M., Wenny, D. (2005). How to elucidate seed fate? A review of methods used to study seed removal and secondary seed dispersal. In Lambert, J. E., Hulme, P. E., Vander Wall, S. B. (Eds.), *Seed fate: predation, dispersal, and seedling establishment*. pp. 379-394. <https://doi.org/10.1079/9780851998060.0000>.

Galetti, M., Donatti, C. I., Pires, A. S., Guimarães Jr, P. R., Jordano, P. (2006). Seed survival and dispersal of an endemic Atlantic forest palm: the combined effects of defaunation and forest fragmentation. *Botanical Journal of the Linnean Society*. 151(1), 141-149. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8339.2006.00529.x>.

Gama, M., Santana, P. C., Guimarães Jr, P. R., Cazetta, E. (2025). Habitat loss, not fragmentation per se, drives structural changes and species turnover in plant-vertebrate pollinator networks. *Biological Conservation*. 311, 111419. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2025.111419>.

Groeneveld, J., Alves, L. F., Bernacci, L. C., Catharino, E. L. M., Knogge, C., Metzger, J. P., Pütz, S., Huth, A. (2009). The impact of fragmentation and density regulation on forest succession in the Atlantic rain forest. *Ecological modelling*. 220(19), 2450-2459. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2009.06.015>.

Hesselbarth, M. H., Sciaini, M., With, K. A., Wiegand, K., Nowosad, J. (2019). landscapemetrics: an open-source R tool to calculate landscape metrics. *Ecography*. 42(10), 1648-1657. <https://doi.org/10.1111/ecog.04617>.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). (2012) Manual técnico da vegetação brasileira. 1ed. IBGE, Rio de Janeiro.

Jackson, H. B., Fahrig, L. (2015). Are ecologists conducting research at the optimal scale?. *Global Ecology and Biogeography*. 24, 52-63. <https://doi.org/10.1111/geb.12233>.

Leal, A., Benchimol, M., Faria, D., Dodonov, P., Cazetta, E. (2021). Landscape-scale forest loss shapes demographic structure of the threatened tropical palm *Euterpe edulis*

mart.(Arecaceae). *Forest Ecology and Management*. 502, 119716. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119716>.

Leal, I. R., Filgueiras, B. K., Gomes, J. P., Iannuzzi, L., Andersen, A. N. (2012). Effects of habitat fragmentation on ant richness and functional composition in Brazilian Atlantic forest. *Biodiversity and Conservation*. 21, 1687-1701. <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0271-9>.

Lima, A. L., Soares, J. J. (2003). Aspectos florísticos e ecológicos de palmeiras (Arecaceae) da Reserva Biológica de Duas Bocas, Cariacica, Espírito Santo. *Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão*. 16, 5-20.

Lorenzi, H., Noblick, L., Kahn, F., Ferreira, E. J. L. (2010). *Flora Brasileira: Arecaceae (Palmeiras)*. 1ed, Plantarum, São Paulo.

Martin, A. E., Bennett, J. R., Fahrig, L. (2022). Habitat fragmentation. In Francis, R. A., Millington, J. D., Perry, G. L., Minor, E. S. (Eds.), *The Routledge handbook of landscape ecology*. pp. 118-139.

Martin, A. E., Riva, F., Galán-Acedo, C., Fahrig, L. (2025). Forest bird diversity increases with fragmentation per se in landscapes following forest gains. *Journal of Applied Ecology*. 63, e70248. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.70248>.

Martínez-Ruiz, M., Arroyo-Rodríguez, V., San-José, M., Arce-Peña, N., Cudney-Valenzuela, S., Galán-Acedo, C. (2025). Effect of forest loss and fragmentation per se on arboreal and ground mammals of the Lacandon rainforest, Mexico. *Biodiversity and Conservation*. 34, 1365-1383. <https://doi.org/10.1007/s10531-025-03022-z>.

Mendes, C. P., Ribeiro, M. C., Galetti, M. (2016). Patch size, shape and edge distance influence seed predation on a palm species in the Atlantic forest. *Ecography*. 39(5), 465-475. <https://doi.org/10.1111/ecog.01592>.

Mendes, E., dos Santos, A. S., Gama, G., Portela, R. C. (2025). Palm Demography Is Biased Towards Neotropical and Human-Used Species, While the Richest Biogeographic Region and Threatened Taxa Are Neglected. *Austral Ecology*. 50(7), e70100. <https://doi.org/10.1111/aec.70100>.

Merges, D., Albrecht, J., Böhning-Gaese, K., Schleuning, M., Neuschulz, E. L. (2020). Environmental context determines the limiting demographic processes for plant recruitment across a species' elevational range. *Scientific Reports*. 10(1), 10855. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-67602-5>.

Morales-Díaz, S. P., Alvarez-Añorve, M. Y., Zamora-Espinoza, M. E., Dirzo, R., Oyama, K., Avila-Cabadilla, L. D. (2019). Rodent community responses to vegetation and landscape changes in early successional stages of tropical dry forest. *Forest Ecology and Management*. 433, 633-644. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.11.037>.

Morante-Filho, J. C., Benchimol, M., Talora, D. C., Gaiotto, F. A., Santos, A. S., Baumgarten, J., Cazetta, E. (2025). Deforested tropical landscapes: Unveiling the mechanisms driving tree

saplings growth and survival in forest fragments. *Global Ecology and Conservation*. 62, e03730. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2025.e03730>.

Muñoz, G., Trøjelsgaard, K., Kissling, W. D. (2019). A synthesis of animal-mediated seed dispersal of palms reveals distinct biogeographical differences in species interactions. *Journal of Biogeography*. 46(2), 466-484. <https://doi.org/10.1111/jbi.13493>.

Murcia, C. (1995). Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in ecology & evolution*. 10(2), 58-62. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)88977-6](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)88977-6).

Muylaert, R. L., Stevens, R. D., Ribeiro, M. C. (2016). Threshold effect of habitat loss on bat richness in cerrado-forest landscapes. *Ecological Applications*. 26(6), 1854-1867. <https://doi.org/10.1890/15-1757.1>.

Pires, M. M., Galetti, M. (2023). Beyond the “empty forest”: The defaunation syndromes of Neotropical forests in the Anthropocene. *Global Ecology and Conservation*. 41, e02362. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2022.e02362>.

Reis, I. P., Rocha-Santos, L., Leal, A., Faria, D., Mielke, M. S. (2021). Landscape forest loss changes sunfleck dynamics in forest fragments of southern Bahia, Brazil. *Journal of Tropical Ecology*. 37(2), 64-71. <https://doi.org/10.1017/S0266467421000110>.

Ribeiro, L. F., Conde, L. O. M., Tabarelli, M. (2010). Predation and removal of seeds from five species of palms by *Guerlinguetus ingrami* (Thomas, 1901) in an urban fragment of the montane Atlantic forest. *Revista Arvore*. 34, 637-649. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622010000400008>.

Rocha-Santos, L., Pessoa, M. S., Cassano, C. R., Talora, D. C., Orihuela, R. L. L., Mariano-Neto, E., Morante-Filho, J. C., Faria, D., Cazetta, E. (2016). The shrinkage of a forest: Landscape-scale deforestation leading to overall changes in local forest structure. *Biological Conservation*. 196, 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.01.028>.

Rodrigues, M. E., de Oliveira Roque, F., Quintero, J. M. O., de Castro Pena, J. C., de Sousa, D. C., Junior, P. D. M. (2016). Nonlinear responses in damselfly community along a gradient of habitat loss in a savanna landscape. *Biological Conservation*. 194, 113-120. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.12.001>.

Rogers, H. S., Donoso, I., Traveset, A., & Fricke, E. C. (2021). Cascading impacts of seed disperser loss on plant communities and ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 52, 641-666. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-012221-111742>.

Sambuichi, R. H., Vidal, D. B., Piasentin, F. B., Jardim, J. G., Viana, T. G., Menezes, A. A., Mello, D. L., Ahnert, D., Baligar, V. C. (2012). Cabruca agroforests in southern Bahia, Brazil: tree component, management practices and tree species conservation. *Biodiversity and Conservation*. 21, 1055-1077. <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0240-3>.

- Smith, A. C., Koper, N., Francis, C. M., Fahrig, L. (2009). Confronting collinearity: comparing methods for disentangling the effects of habitat loss and fragmentation. *Landscape ecology*. 24, 1271-1285. <https://doi.org/10.1007/s10980-009-9383-3>.
- Soares, L. A. S. S., Rocha-Santos, L., Faria, D., Mariano-Neto, E., Mielke, M. S., Morante-Filho, J. C., Benchimol, M., Talora, D. C., Gaiotto, F. A., Santos, A. S., Baumgarten, J., Cazetta, E. (2025). Deforested tropical landscapes: Unveiling the mechanisms driving tree saplings growth and survival in forest fragments. *Global Ecology and Conservation*. 62, e03730. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2025.e03730>.
- Souza, C. M., Jr., Shimbo, J. Z., Rosa, M. R., Parnate, L. L., Alencar, A. A., Rudorff, B. F. T., Hasenack, H., Matsumoto, M., Ferreira, L. G., Souza-Filho, P. W. M., Oliveira, S. W., Rocha, W. E., Jr., Fonseca, A. V., Marques, C. B., Diniz, C. G., Costa, D., Monteiro, D., Rosa, E. R., Vélez-Martín, E., Weber, E. J., Lenti, F. E. B., Paternost, F. F., Pareyn, F. G. C., Siqueira, J. V., Vieira, J. L., Ferreira Neto, L. C., Saraiva, M. M., Sales, M. H., Salgado, M. S. P., Vasconcelos, R., Galano, S., Mesquita, V. M., Azevedo, T.. (2020). Reconstructing three decades of land use and land cover changes in brazilian biomes with landsat archive and earth engine. *Remote Sensing*. 12(17), 2735. <https://doi.org/10.3390/rs12172735>.
- Thompson, P. L., Rayfield, B., Gonzalez, A. (2017). Loss of habitat and connectivity erodes species diversity, ecosystem functioning, and stability in metacommunity networks. *Ecography*. 40(1), 98-108. <https://doi.org/10.1111/ecog.02558>.
- Tõnisalu, G., Väli, Ü. (2022). Edge effect in rodent populations at the border between agricultural landscapes and forests. *European Journal of Wildlife Research*. 68, 34. <https://doi.org/10.1007/s10344-022-01580-z>.
- Veldkamp, E., Schmidt, M., Powers, J. S., Corre, M. D. (2020). Deforestation and reforestation impacts on soils in the tropics. *Nature Reviews Earth & Environment*. 1(11), 590-605. <https://doi.org/10.1038/s43017-020-0091-5>.
- Visser, M. D., Muller-Landau, H. C., Wright, S. J., Rutten, G., Jansen, P. A. (2011). Tri-trophic interactions affect density dependence of seed fate in a tropical forest palm. *Ecology letters*. 14(11), 1093-1100. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01677.x>.
- Watling, J. I., Arroyo-Rodríguez, V., Pfeifer, M., Baeten, L., Banks-Leite, C., Cisneros, L. M., Fang, R., Hamel-Leigue, A. C., Lachat, T., Leal, I. R., Lens, L., Possingham, H. P., Raheem, D. C., Ribeiro, D. B., Slade, E. M., Urbina-Cardona, J. N., Wood, E. M., Fahrig, L. (2020). Support for the habitat amount hypothesis from a global synthesis of species density studies. *Ecology letters*. 23(4), 674-681. <https://doi.org/10.1111/ele.13471>.
- Xiao, Z., Jansen, P. A., Zhang, Z. (2006). Using seed-tagging methods for assessing post-dispersal seed fate in rodent-dispersed trees. *Forest Ecology and Management*. 223(1-3), 18-23. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.10.054>.
- Zuckerberg, B., Cohen, J. M., Nunes, L. A., Bernath-Plaisted, J., Clare, J. D. J., Gilbert, N. A., Kozidis, S. S., Nelson, S. B. M., Shipley, A. A., Thompson, K. L., Desrochers, A. (2020). A

review of overlapping landscapes: pseudoreplication or a red herring in landscape ecology?.
Current Landscape Ecology Reports. 5, 140-148. <https://doi.org/10.1007/s40823-020-00059-4>.

7 Material suplementar

Tabela S1. Resultado da seleção de modelos considerando os modelos de densidade de indivíduos para cada estágio ontogenético e densidade geral de *A. caudescens*. Os modelos em destaque foram selecionados como melhor modelo.

Variável resposta	Modelo	k	AICc	$\Delta AICc$	W
Jovem 1	DM²	4	482,3716	0	0,7486
	CF ²	4	486,0714	3,6998	0,1177
	DM ² + CF ²	6	486,4056	4,0340	0,0996
	DM	3	490,3006	7,9291	0,0142
	CF	3	490,778	8,4064	0,0112
	DM + CF	4	492,2979	9,9263	0,0052
	Nulo	2	493,1258	10,7542	0,0035
Jovem 2	Nulo	2	325,4462	0	0,3258
	DM	3	326,0770	0,6308	0,2376
	CF	3	326,4908	1,0446	0,1932
	DM + CF	4	328,3013	2,8551	0,0781
	CF ²	4	328,3114	2,8652	0,0778
	DM ²	4	328,6519	3,2058	0,0656
	DM ² + CF ²	6	330,8483	5,4021	0,0219
Juvenil	CF²	4	241,1256	0	0,3658
	DM ²	4	242,5080	1,3824	0,1833
	CF	3	243,3319	2,2063	0,1214
	DM	3	243,4297	2,3041	0,1156
	Nulo	2	243,6282	2,5026	0,1047
	DM + CF	4	244,8430	3,7174	0,057
	DM ² + CF ²	6	245,0183	3,8927	0,0522
Adultos	DM²	4	290,2272	0	0,7149
	DM	3	293,6046	3,3774	0,1321
	DM ² + CF ²	6	294,5530	4,3258	0,0822
	DM + CF	4	295,8475	5,6203	0,043
	CF ²	4	297,7119	7,4847	0,0169
	Nulo	2	299,7126	9,4854	0,0062
	CF	3	300,2860	10,0588	0,0047
Densidade geral	DM²	4	534,8125	0	0,7029

CF ²	4	537,9464	3,1340	0,1467
DM ² + CF ²	6	538,9432	4,1307	0,0891
DM	3	540,4274	5,6149	0,0424
Nulo	2	542,0515	7,2390	0,0188
DM + CF	4	4663,9017	4129,0893	<0,001
CF	3	4841,6502	4306,8378	<0,001

k = número de parâmetros do modelo; AICc = critério de informação de Akaike ajustado para amostras pequenas; Δ AICc = diferença entre o valor de AIC do modelo com o melhor modelo; W = peso de Akaike; CF = cobertura florestal; DM = densidade de manchas; Nulo = modelo nulo.

Tabela S2. Resultado da seleção de modelos considerando os modelos predação sob a planta-mãe, destino da semente e abundância relativa de potenciais dispersores. Os modelos em destaque foram selecionados como melhor modelo.

Variável resposta	Modelo	k	AICc	Δ AICc	W	VIF
Predação por roedores	DM + CF	4	-19,3294	0	0,9811	< 2,5
	Nulo	2	-10,501	8,8284	0,0119	
	DM	3	-8,7656	10,5637	0,005	
	CF	3	-6,9685	12,3609	0,002	
Predação por invertebrados	DM + CF	4	-0,3502	0	0,8954	< 2
	Nulo	2	5,2105	5,5608	0,0555	
	CF	3	6,1853	6,5355	0,0341	
	DM	3	7,8371	8,1874	0,0149	
Número de sementes removidas	Nulo	2	77,9547	0	0,3298	
	DM + CF	4	78,2215	0,2668	0,2886	
	DM	3	78,3144	0,3597	0,2755	
	CF	3	80,2212	2,2665	0,1062	
Distância de remoção	Nulo	2	32,3859	0	0,5924	
	DM	3	34,4271	2,0413	0,2135	
	CF	3	34,9532	2,5674	0,1641	
	DM + CF	4	38,3508	5,965	0,03	
Número de sementes dispersadas	Nulo	2	50,8082	0	0,4989	
	CF	3	51,789	0,9809	0,3055	
	DM	3	53,294	2,4858	0,144	
	DM + CF	4	55,3455	4,5373	0,0516	
Distância de dispersão	Nulo	2	29,4359	0	0,5092	
	DM	3	30,6762	1,2403	0,2739	
	CF	3	31,5429	2,107	0,1776	
	DM + CF	4	34,5549	5,119	0,0394	
Abundância relativa de potenciais dispersores	Nulo	2	-7,6535	0	0,5256	
	DM	3	-6,2848	1,3687	0,2651	
	DM + CF	4	-4,8473	2,8062	0,1292	
	CF	3	-3,8881	3,7654	0,08	

k = número de parâmetros do modelo; AICc = critério de informação de Akaike ajustado para amostras pequenas; $\Delta AICc$ = diferença entre o valor de AIC do modelo com o melhor modelo; W = peso de Akaike; VIF = fator de inflação da variância dos preditores; CF = cobertura florestal; DM = densidade de manchas; Nulo = modelo nulo.

Tabela S3. Resultado da seleção da escala de efeito para cada variável preditora e distribuição estatística utilizada para ajustar GLMs entre variáveis resposta e predictoras.

CF = cobertura florestal; DM = densidade de manchas.

Variável resposta	Variável preditora	Escala	Distribuição estatística
Jovem 1	CF	1000	Binomial negativa
	CF ²	4800	
	DM	1600	
	DM ²	4800	
Jovem 2	CF	4200	Binomial negativa
	CF ²	800	
	DM	1200	
	DM ²	800	
Juvenil	CF	800	Binomial negativa
	CF ²	800	
	DM	800	
	DM ²	800	
Adulto	CF	800	Binomial negativa
	CF ²	800	
	DM	800	
	DM ²	800	
Densidade geral de <i>A. caudescens</i>	CF	800	Binomial negativa
	CF ²	4600	
	DM	1200	
	DM ²	4600	
Predação por roedor	CF	800	Beta
	DM	1800	
Predação por inseto	CF	5000	Beta
	DM	1200	
Número de sementes removidas	CF	5000	Binomial negativa
	DM	1200	
Número de sementes dispersadas	CF	5000	Poisson
	DM	1800	
Distância de remoção	CF	5000	Gaussian
	DM	2200	
Distância de dispersão	CF	4800	Gaussian
	DM	2800	
Abundância de potenciais dispersores	CF	1200	Gaussian
	DM	3200	

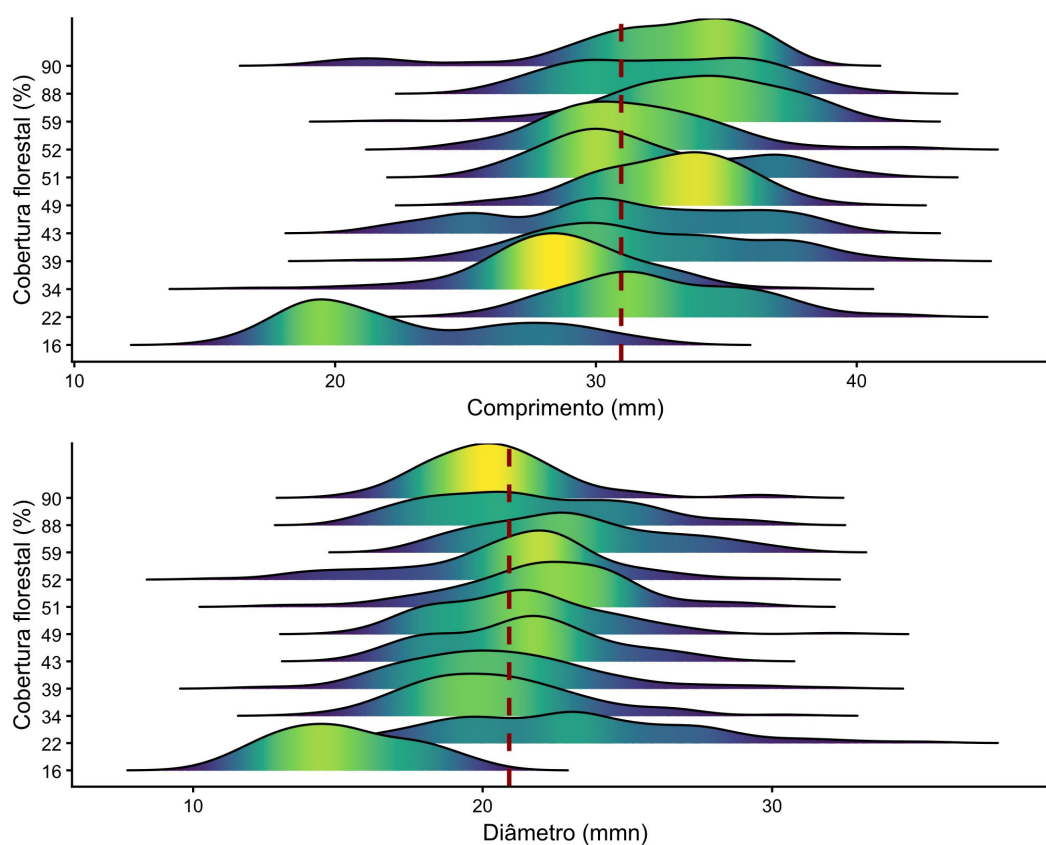
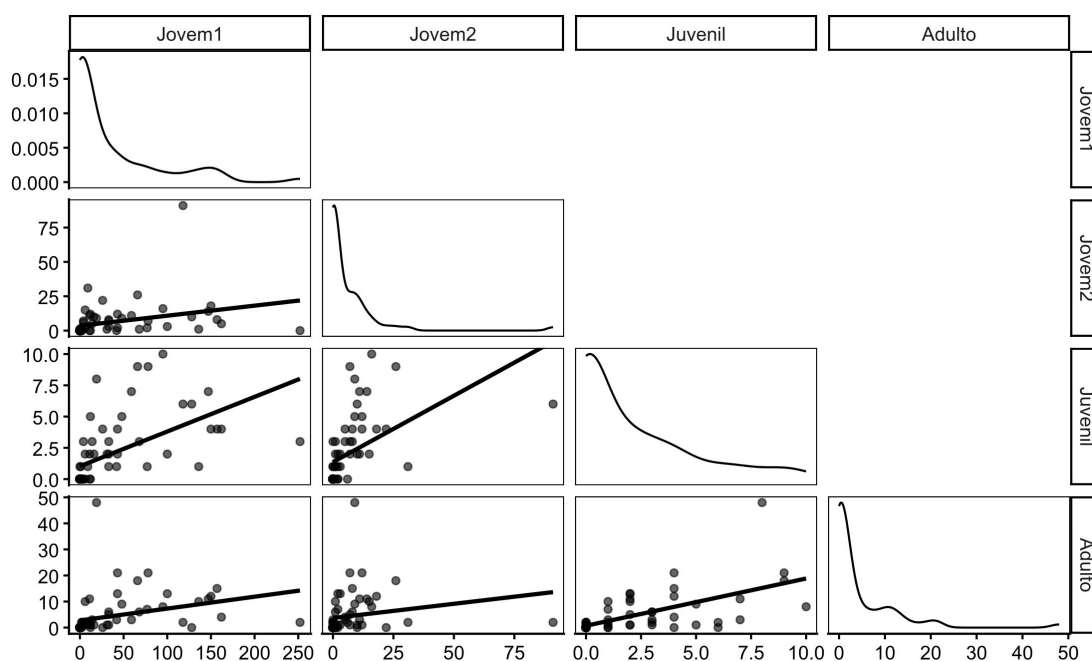


Figura S1. Variação no comprimento e diâmetro de sementes de *A. caudescens* coletadas no Corredor Central da Mata Atlântica em paisagens que variam na porcentagem de cobertura florestal (escala de 2000 m). Média em vermelho tracejado.



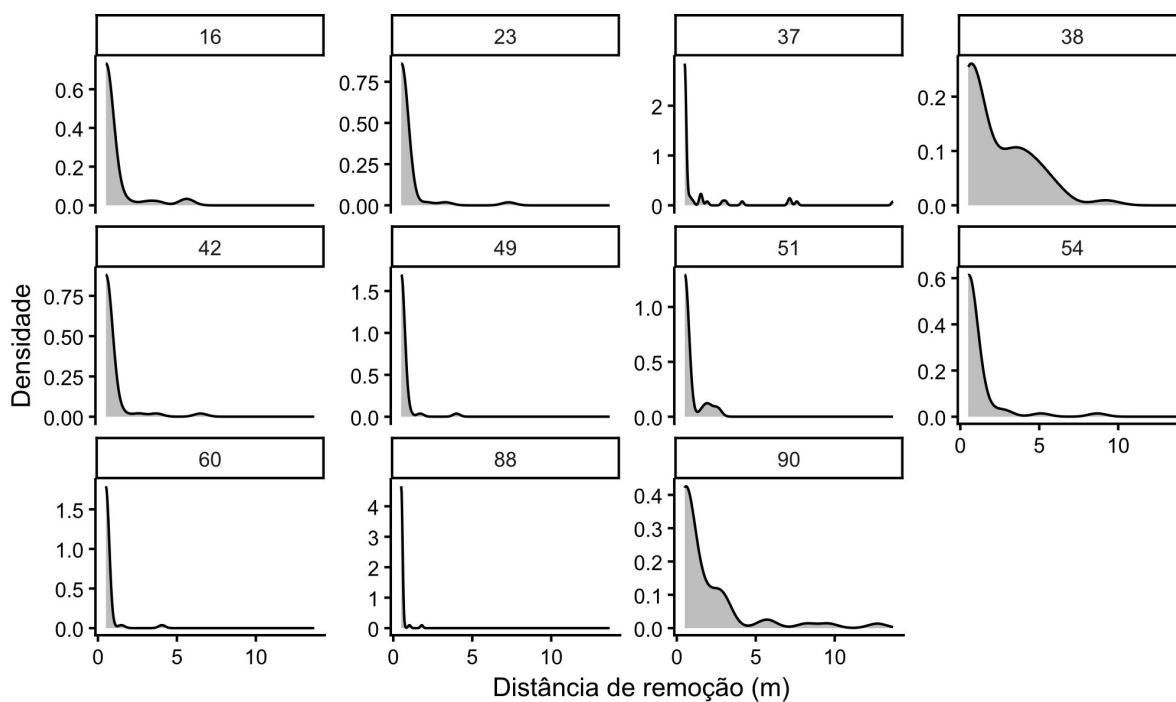
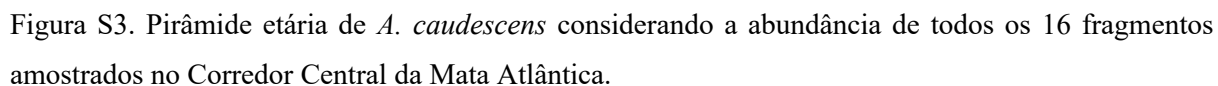


Figura S4. Variação na distância de remoção de sementes em paisagens com diferentes porcentagens de cobertura florestal (escala de 2000 m) no Corredor Central da Mata Atlântica. Os valores nos quadrantes indicam a porcentagem de cobertura florestal da paisagem.

CONCLUSÃO GERAL

Nosso estudo demonstra que a configuração da paisagem é um importante preditor nas respostas ecológicas de *A. caudescens*, uma vez que paisagens com níveis intermediários de fragmentação *per se* beneficiam a densidade total e dois dos estádios ontogenéticos da espécie. No entanto, no contexto de elevada defaunação, as sementes depositadas sob a planta-mãe apresentam altas taxas de predação, com a maioria das sementes encontradas predadas por roedores e invertebrados. A predação sob a planta-mãe também é influenciada pela configuração da paisagem, de modo que, o tipo de predador varia a depender do nível de fragmentação. Por outro lado, o destino das sementes recém-caídas e disponíveis para consumidores secundários, assim como a abundância de potenciais dispersores, não foram influenciados pela composição ou configuração da paisagem, ao menos durante os 28 dias de execução do experimento. Nesse cenário, é esperado que o destino das sementes intactas seja a predação, conforme observado sob a planta-mãe. Em conjunto, esses achados demonstram que a configuração da paisagem é um importante preditor para o sucesso de *A. caudescens* em paisagens fragmentadas.

Nossos resultados demonstram que os efeitos da fragmentação *per se* podem ser consistentes sobre populações vegetais, ainda que respostas associadas à cobertura florestal estejam presentes. Ao mesmo tempo, as respostas observadas para a predação de sementes indicam que a fragmentação *per se* pode atuar de forma evidente sobre interações ecológicas. Ao integrar múltiplos níveis de organização biológica, este estudo contribui para o avanço da compreensão dos mecanismos pelos quais a fragmentação *per se* influencia sistemas ecológicos tropicais. Do ponto de vista aplicado, nossos achados destacam que paisagens com níveis intermediários de fragmentação *per se* e cobertura florestal são capazes de sustentar populações de espécies tolerantes à perturbação.