



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE BIOCIÊNCIAS
CURSO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS COM ÊNFASE EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS

JADSON JUVENAL DA SILVA

**IMPACTOS DA AGRICULTURA DE CORTE-E-QUEIMA NA DISPERSÃO DE
SEMENTES MEDIADA POR FORMIGAS NA FLORESTA SECA DA CAATINGA**

Recife
2025

JADSON JUVENAL DA SILVA

**IMPACTOS DA AGRICULTURA DE CORTE-E-QUEIMA NA DISPERSÃO DE
SEMENTES MEDIADA POR FORMIGAS NA FLORESTA SECA DA CAATINGA**

Trabalho de Conclusão de Curso de Graduação apresentado ao Curso de Bacharelado em Ciências Biológicas com ênfase em Ciências Ambientais da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do título de bacharel em Ciências Biológicas com ênfase em Ciências Ambientais.

Orientador (a): Dra. Inara Roberta Leal

Coorientador (a): Me. Cícero Luanderson da Silva Alencar

Recife

2025

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do programa de geração automática do SIB/UFPE

Silva, Jadson Juvenal da.

Impactos da agricultura de corte-e-queima na dispersão de sementes mediada por formigas na floresta seca da Caatinga / Jadson Juvenal da Silva. - Recife, 2025.

52 : il., tab.

Orientador(a): Inara Roberta Leal

Coorientador(a): Cícero Luanderson da Silva Alencar

Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) - Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Biociências, Ciências Biológicas /Ciências Ambientais - Bacharelado, 2025.

Inclui referências.

1. Florestas secas. 2. Interações planta-animal. 3. Mirmecocoria. 4. Perturbações antrópicas. 5. Resiliência ecológica. I. Leal, Inara Roberta. (Orientação). II. Alencar, Cícero Luanderson da Silva. (Coorientação). IV. Título.

570 CDD (22.ed.)


JADSON JUVENAL DA SILVA

**IMPACTOS DA AGRICULTURA DE CORTE-E-QUEIMA NA DISPERSÃO DE
SEMENTES MEDIADA POR FORMIGAS NA FLORESTA SECA DA CAATINGA**


Trabalho de Conclusão de Curso
apresentado ao Curso de Bacharelado em
Ciências Biológicas com ênfase em
Ciências Ambientais da Universidade
Federal de Pernambuco, como requisito
parcial para obtenção do título de
bacharel em Ciências Biológicas com
ênfase em Ciências Ambientais.

Aprovado em: 14/11/2025


BANCA EXAMINADORA

Documento assinado digitalmente
 **INARA ROBERTA LEAL**
Data: 17/12/2025 15:18:39-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Dra. Inara Roberta Leal
Universidade Federal de Pernambuco

Documento assinado digitalmente
 **MIKAEL ALVES DE CASTRO**
Data: 04/12/2025 18:21:45-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

MSc. Mikael Alves de Castro
Universidade Federal de Pernambuco

Documento assinado digitalmente
 **DANIEL SIQUEIRA DE VASCONCELOS**
Data: 05/12/2025 17:19:51-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

MSc. Daniel Siqueira de Vasconcelos
Universidade Federal de Pernambuco

Dedico este trabalho à minha mãe, que nunca
mediu esforços para me ver chegar até aqui.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço a Deus por ter me guiado nos momentos desafiadores para concluir mais uma etapa na jornada acadêmica. À minha família, dedico minha eterna gratidão por estarem ao meu lado tanto nos dias incríveis quanto nos mais desafiadores, obrigado pelo apoio incondicional, que transcendia a distância. Em especial, à minha mãe, Josélia, cujo amor, incentivo e presença constante foram essenciais em cada passo dessa jornada. Não foi fácil deixar minha cidade pequena para recomeçar em uma cidade grande, mas foi nesse contexto de mudança que encontrei amigos que levo para a vida: Pedro, Fabio, João, Pablo, Ana Letícia, Laisa, Kevinny e Geycilene. Agradeço por estarem ao meu lado, desde as horas de estudo intenso e provas difíceis até os momentos de descontração que tornaram a caminhada mais leve e significativa. Agradeço também à minha turma, que tornou essa trajetória muito mais leve e significativa. Compartilhamos longas aulas, trabalhos desafiadores e aqueles momentos de aula de campo que, além de enriquecedores, renderam histórias que levarei para sempre. À Professora Inara meus sinceros agradecimentos por todo apoio, acolhimento, por cada ensinamento compartilhado e pela inspiração constante. Ao Coorientador Luanderson, agradeço por ter acreditado em mim desde o início, por ter me escolhido na seleção de estágio e, sobretudo, por ter enxergado potencial onde eu mesmo duvidava. Sou imensamente grato por todo o conhecimento compartilhado e pela inspiração que levarei para além desta jornada. A todos os membros do Laboratório de Interação Planta-Animal (LIPA), agradeço pela colaboração valiosa e pelo ambiente acolhedor e leve. Agradeço ao PELD Catimbau pela concessão das parcelas de estudo, possibilitando o desenvolvimento desta pesquisa. Também destaco, com profunda gratidão, todos que participaram das expedições de campo, em especial a Luanderson, Douglas e à minha dupla de laboratório, Laura, pela parceria constante, a presença de vocês tornou cada momento mais leve, produtivo e, acima de tudo, divertido. Aos professores e professoras que, desde o ensino fundamental, plantaram em mim a semente do conhecimento e inspiraram minha trajetória. Cada um de vocês contribuiu, de forma direta ou indireta, para que eu chegasse até aqui. Por fim, não menos importante, sou extremamente grato a todos que, de alguma forma, fazem parte desta conquista.

RESUMO

A agricultura de corte e queima é uma prática antrópica frequente na Caatinga, com impactos potencialmente severos sobre a biodiversidade e as interações ecológicas. Entre estas, a mirmecocoria é uma função crucial para a regeneração deste bioma, considerado um hotspot global para essa interação. Este estudo investigou os efeitos da agricultura de corte-e-queima sobre a função ecológica de dispersão de sementes por formigas no Parque Nacional do Catimbau. O experimento foi conduzido em nove parcelas de corte-e-queima e nove parcelas controle, onde foram ofertadas sementes artificiais com elaiossomo simulado para avaliar: (1) o número de interações formiga-semente; (2) a identidade das formigas dispersoras; (3) a qualidade da dispersão (taxas e distâncias de remoção); e (4) a diferença na remoção entre períodos diurno e noturno. Os resultados demonstraram que o corte-e-queima exerceu um impacto negativo significativo. As parcelas controle apresentaram taxas de remoção de sementes aproximadamente 17,6% superiores e distâncias médias de dispersão significativamente maiores (4,62 m) em comparação com as áreas perturbadas (2,27 m). As espécies *Ectatomma muticum* e *Dinoponera quadriceps* destacaram-se como as principais dispersoras de alta qualidade. Nas áreas de corte e queima, a dispersão foi significativamente maior no período noturno, possivelmente como uma adaptação comportamental às condições microclimáticas adversas do dia. Conclui-se que o corte-e-queima reduz a eficiência e a qualidade da dispersão de sementes por formigas na Caatinga. Contudo, a função persiste com notável resiliência, sustentada por espécies-chave e pelo deslocamento da atividade para o período noturno nas áreas perturbadas. Os resultados reforçam a importância de estratégias de manejo que minimizem a intensidade e a frequência dessa prática, assegurando a conservação das formigas dispersoras especialistas e, consequentemente, a capacidade de regeneração natural da Caatinga.

Palavras-chave: Florestas secas; Interações planta-animal; Mirmecocoria; Perturbações antrópicas; Resiliência ecológica.

ABSTRACT

Slash-and-burn agriculture is a frequent anthropogenic practice in the Caatinga, with potentially severe impacts on biodiversity and ecological interactions. Among these, myrmecochory is a key process for the regeneration of this biome, which is considered a global hotspot for this interaction. This study investigated the effects of slash-and-burn agriculture on the ecological function of seed dispersal by ants in the Catimbau National Park. The experiment was conducted in nine slash-and-burn plots and nine control plots, where artificial seeds with simulated elaiosomes were offered to evaluate: (1) the number of ant-seed interactions; (2) the identity of the dispersing ants; (3) the quality of dispersal (removal rates and distances); and (4) the difference in removal between diurnal and nocturnal periods. The results demonstrated that slash-and-burn had a significant negative impact. The control plots showed seed removal rates approximately 17,6% higher and significantly greater mean dispersal distances (4.62 m) compared to the disturbed areas (2.27 m). The species *Ectatomma muticum* and *Dinoponera quadriceps* stood out as the main high-quality dispersers. In the slash-and-burn areas, dispersal was significantly higher during the nocturnal period, possibly as a behavioral adaptation to adverse daytime microclimatic conditions. It is concluded that slash-and-burn reduces the efficiency and quality of seed dispersal by ants in the Caatinga. However, the function persists with remarkable resilience, sustained by keystone species and a shift of activity to the nocturnal period in disturbed areas. The results reinforce the importance of management strategies that minimize the intensity and frequency of this practice, ensuring the conservation of specialist dispersing ants and, consequently, the natural regeneration capacity of the Caatinga.

Keywords: Anthropogenic disturbances; Ecological resilience; Myrmecochory; Plant–animal interactions; Tropical dry forests.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Localização do Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco, Brasil.	22
Figura 2 – Etapas do processo de agricultura de corte-e-queima nas parcelas experimentais no Parque Nacional do Catimbau.	23
Figura 3 – Distribuição das estações de observação nas parcelas experimentais e controle.	26
Figura 4 – Procedimentos experimentais utilizados para avaliar as interações entre formigas e diásporos artificiais nas parcelas controle e experimentais.	26
Figura 5 – Proporção de sementes dispersas por formigas no período diurno das sementes disponibilizadas por tratamento (Controle e CQ).	29
Figura 6 – Efeito do tempo de regeneração na remoção de sementes por formigas em áreas submetidas ao tratamento de corte e queima (CQ).	29
Figura 7 – Espécies de formigas observadas interagindo com sementes na Caatinga, Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco, Brasil.	31
Figura 8 – Distância média de dispersão de sementes por formigas nas parcelas com histórico de corte e queima ao longo dos anos de regeneração e nas áreas controle.	33
Figura 9 – Remoção de sementes por formigas durante os períodos diurno e noturno em parcelas controle e experimentais (CQ).	34
Figura 10 – Proporção média de sementes dispersas (%) nos períodos diurno e noturno sob dois tratamentos (Controle e CQ).	35

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Taxa de remoção de sementes por formigas (%) por tratamento e tempo de regeneração. DP = Desvio Padrão; CQ = Corte e Queima. 28

Tabela 2 – Frequência de ocorrência absoluta (número de formigas por parcelas) dos principais gêneros de formigas em fevereiro e maio em parcelas de corte-e-queima e controle. 30

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	11
1.1 OBJETIVOS	14
1.1.1 Objetivo geral	14
1.1.2 Objetivos específicos	14
2 REFERENCIAL TEÓRICO	14
2.1 Contexto ecológico da Caatinga	14
2.2 Impactos de perturbações humanas	16
2.3 Dispersão de sementes por formigas (mirmecocoria)	18
3 MATERIAIS E MÉTODOS	21
3.1 Local de estudo e caracterização da área	21
3.1.1 Experimento de agricultura de corte-e-queima	22
3.1.2 Delineamento experimental	24
3.2 Análise estatística	27
4 RESULTADOS	27
4.1 Interações formiga-semente	27
4.2 Composição da comunidade de formigas	30
4.3 Distâncias de remoção e destinos das sementes	32
4.5 Comparação da dispersão de sementes nos períodos diurno e noturno	33
5 DISCUSSÃO	35
6 CONCLUSÃO	40
7 REFERÊNCIAS	42

1 INTRODUÇÃO

A conversão da vegetação natural em sistemas agrícolas é a principal causa do declínio da biodiversidade e da interrupção das interações ecológicas, nesse sentido, insetos tropicais são particularmente sensíveis à intensificação agrícola (Boyle *et al.*, 2025). Dentre essas práticas, a agricultura de corte e queima é uma fonte frequente de perturbação em todo o mundo, principalmente em regiões tropicais e subtropicais (Silva *et al.*, 2017). Sendo classificada como uma perturbação antrópica aguda, caracterizada pela remoção completa da vegetação, o que resulta em fragmentação e perda de habitats (Singh, 1998), além de provocar impactos significativos, como degradação do solo, redução da qualidade ambiental e diminuição da diversidade de espécies, comprometendo processos ecológicos essenciais (Bezerra *et al.*, 2024). A agricultura de corte e queima é realizada durante a estação seca, onde a vegetação nativa é derrubada e deixada para secar, sendo posteriormente queimada para preparar o solo para o cultivo. No início da estação chuvosa, as cinzas resultantes dessa queima funcionam como um aporte temporário de nutrientes, fertilizando e condicionando o solo para o plantio (Vosti & Witcover, 1996).

Como consequência dessa prática, a resiliência e regeneração dos ecossistemas podem ser comprometidas (Melo *et al.*, 2013; Bezerra *et al.*, 2022/2023), tanto pela substituição de espécies quanto pela interrupção de interações bióticas associadas a funções ecológicas importantes (Schleuning *et al.*, 2020). No Brasil, essa prática é realizada há muito tempo na Caatinga, a maior floresta tropical sazonalmente seca do mundo (Silva *et al.*, 2017), onde constitui um componente central dos sistemas de subsistência das populações rurais (Kauffman *et al.*, 1993). Apesar de sua relevância, os efeitos da agricultura de corte e queima sobre as interações bióticas ainda são pouco investigados na Caatinga, evidenciando uma lacuna de conhecimento (Sampaio *et al.*, 2017; Sobrinho *et al.*, 2016).

Dentre os mecanismos de resiliência florestal, destacam-se as interações mutualísticas entre plantas e animais, que mantêm a estrutura e a funcionalidade dos ecossistemas. Logo, essas funções ecológicas desempenhadas por organismos e ecossistemas podem se traduzir em serviços ecossistêmicos que beneficiam diretamente as comunidades humanas, fornecendo recursos e processos essenciais

para o bem-estar social e econômico (Hueting *et al.*, 1998). Por exemplo, a mirmecocoria, definida como a dispersão de sementes mediada por formigas, favorece a manutenção da diversidade vegetal e os processos de regeneração florestal, além de contribuir para a conservação do solo e a provisão de habitats, aspectos fundamentais para a subsistência de populações locais.

Nesse tipo de mutualismo, sementes portadoras de um apêndice lipídico denominado elaiossomo atraem as formigas, que as transportam até seus ninhos, onde encontram maiores chances de germinação e estabelecimento em micro-habitats favoráveis (Gorb & Gorb, 2003; Rico-Gray & Oliveira, 2007; Gómez *et al.*, 2011). Após o consumo do elaiossomo, as sementes podem ser descartadas dentro ou fora dos ninhos, possibilitando sua dispersão secundária por outros agentes ou sua predação (Karnish, 2024). Além disso, as formigas também atuam na dispersão de sementes de frutos carnosos originalmente dispersos por aves e mamíferos (Christianini *et al.*, 2007; Leal & Oliveira, 1998; Passos & Oliveira, 2003), contribuindo para a regeneração e manutenção da vegetação, especialmente em ambientes onde os vertebrados dispersores encontram-se reduzidos (Alves *et al.*, 2020).

A Caatinga, uma floresta sazonal seca com alta biodiversidade e elevado endemismo, constitui um cenário estratégico para avaliar os efeitos da agricultura de corte e queima, em função da alta densidade populacional e da dependência de famílias de baixa renda dos recursos naturais para subsistência. A vegetação é amplamente utilizada como fonte de lenha, na construção de cercados e para diversos usos madeireiros, sendo comum a conversão de áreas nativas em lavouras e, posteriormente, em pastagens (Silva *et al.*, 2017). Após o abandono, inicia-se a sucessão secundária, frequentemente limitada por perturbações crônicas, como a extração seletiva de madeira e o pastejo contínuo (Neves *et al.*, 2010). Além disso, a Caatinga destaca-se como um dos principais *hotspots* globais de mirmecocoria, evidenciando a relevância das interações planta-formiga (Leal *et al.*, 2007; Leal *et al.*, 2015), as quais podem ser comprometidas pelas pressões associadas à agricultura de corte e queima.

Nesse contexto, a agricultura de corte e queima, comum na Caatinga, exerce forte influência sobre a assembleia de formigas dispersoras de sementes e as funções ecológicas que desempenham. Como a deciduidade foliar é marcante nas florestas secas, alterações na cobertura vegetal reduzem a disponibilidade de

alimento e micro-habitats, comprometendo temporariamente a riqueza e a abundância de espécies, bem como a função ecológica de dispersão de sementes (Neves *et al.*, 2010; Silva *et al.*, 2017). No entanto, evidências sugerem que a rápida recuperação da biomassa lenhosa e da heterogeneidade estrutural após o corte e queima favorece o restabelecimento dos micro-habitats e recursos, possibilitando a retomada gradual da diversidade taxonômica e funcional das formigas (Barros *et al.*, 2021; Oliveira *et al.*, 2024). Dessa forma, a recuperação das assembleias de formigas acompanha o processo sucessional da vegetação e contribui para a restauração das interações ecológicas que sustentam o ecossistema (Oliveira *et al.*, 2024).

É razoável considerar que a qualidade da função ecológica de dispersão de sementes prestada pelas formigas pode ser comprometida em ambientes alterados (Giladi, 2006; Gove *et al.*, 2007; Ness *et al.*, 2009). De fato, o tamanho corporal das formigas está diretamente relacionado à distância de dispersão dos diásporos, influenciando a eficácia do serviço ecológico prestado (Leal, 2003). Assim, alterações na composição das espécies de formigas resultantes de distúrbios, como o corte e queima, podem impactar significativamente a eficiência da mirmecocoria.

Além disso, o período de atividade das formigas também pode ser influenciado por condições ambientais, especialmente pela necessidade de evitar o calor durante o dia, o que altera seus padrões de forrageamento (Konečná *et al.*, 2023). Nesse contexto, a atividade noturna das formigas torna-se um aspecto crucial para compreender como a dispersão de sementes responde a variações ambientais e como esses processos podem manter algum grau de resiliência (Stuble *et al.*, 2014). Entretanto, ainda existe uma lacuna no entendimento desses mecanismos em florestas tropicais secas, como a Caatinga, onde a dispersão noturna realizada por formigas é raramente incluída em estudos sobre dispersão de sementes.

Portanto, o processo de dispersão de sementes mediado por formigas representa uma via central para a resiliência funcional dos ecossistemas, especialmente na Caatinga, onde cerca de 25% da flora lenhosa depende desse serviço (Leal *et al.*, 2007, 2017). No entanto, os efeitos da agricultura de corte e queima – prática que implica perda e fragmentação de habitat – sobre esta interação mutualística ainda são pouco conhecidos (Corro *et al.*, 2019; Debuse *et al.*, 2007; Philpott *et al.*, 2008). Diante disso, investigamos: a função de dispersão de sementes por formigas é resistente ou resiliente ao distúrbio de corte e queima na Caatinga?

Partimos da hipótese principal de que o distúrbio compromete a quantidade e a qualidade da dispersão. Nossa predição foi de que áreas perturbadas apresentariam: (1) menor taxa de remoção de sementes; (2) menor distância média de dispersão; (3) alteração na composição da comunidade de formigas, com aumento de espécies generalistas; e (4) uma mudança no padrão de atividade, com maior remoção noturna como resposta ao estresse térmico diurno. Para testar essas predições, estabelecemos os seguintes objetivos.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo geral

Compreender os impactos da agricultura de corte-e-queima sobre a função ecológica de dispersão de sementes realizada por formigas em uma área de floresta seca da Caatinga.

1.1.2 Objetivos específicos

(1) Avaliar o número de interações formiga-semente; (2) identificar as espécies de formigas que interagem com diásporos; (3) analisar a qualidade da dispersão, considerando taxas, distâncias de remoção e destino das sementes e (4) comparar as taxas de remoção entre os períodos diurno e noturno, em áreas submetidas a agricultura de corte-e-queima e em áreas sem histórico recente dessa prática.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Contexto ecológico da Caatinga

O Brasil, com uma extensão territorial de aproximadamente 8,5 milhões de quilômetros quadrados (IBGE, 2025), abriga diversos domínios fitogeográficos caracterizados por elevada biodiversidade, condições ambientais distintas e trajetórias evolutivas compartilhadas (Silva *et al.*, 2018). Dentre esses domínios, destaca-se a Caatinga, endêmica do território brasileiro, que ocupa cerca de 826.411 km², aproximadamente 10% do país (EMBRAPA, 2021; Mapbiomas, 2025), e representa a maior floresta tropical sazonalmente seca da América do Sul (Silva;

Leal; Tabarelli, 2017; Silva *et al.*, 2018). Além de sua importância ecológica, a região abriga cerca de 28 milhões de habitantes, configurando-se como uma das áreas semiáridas mais populosas do planeta (Tabarelli *et al.*, 2018).

O surgimento e a manutenção deste bioma estão intimamente ligados à escassez hídrica e à irregularidade da distribuição das chuvas (Farias; Castro, 2004). A precipitação anual varia tipicamente entre 250 e 900 mm, e a baixa pluviosidade, aliada à distribuição espacial e temporalmente errática, resulta com frequência em períodos de seca prolongada e severa (Nímer, 1972). Consequentemente, a Caatinga apresenta um clima caracterizado por temperaturas médias a elevadas estações de chuva (3-5 meses, o inverno) e de seca (7-9 meses, no verão) bem definidas, que influenciam diretamente sua dinâmica ecológica (Leal *et al.*, 2005).

A Caatinga se estende predominantemente sobre o embasamento cristalino, que cobre cerca de 70% de sua área e os 30% restantes situam-se sobre bacias sedimentares (Sampaio, 1995). Ao longo do semiárido, desde as chapadas mais elevadas até as zonas mais baixas, observa-se ampla diversidade ambiental (Araujo, 2011). Essa heterogeneidade reflete variações marcantes no relevo, geologia e na altitude, que variam entre 300 e 500 metros acima do nível do mar, influenciando diretamente a fisionomia da vegetação e o clima local (Sampaio, 1995).

A vegetação da Caatinga é predominantemente xerófila e heterogênea, composta por árvores e arbustos de pequeno porte, com folhas pequenas e caducifólias, além de adaptações como espinhos que reduzem a perda de água durante a estação seca (Drumond; Schistek; Seiffarth, 2012; Lopes; Ramos; Gilbevan, 2017). Essas características refletem uma série de mecanismos adaptativos, morfológicos, fisiológicos e anatômicos, que permitem às espécies resistir às condições ambientais severas do semiárido (De Queiroz *et al.*, 2018).

Entre as principais famílias botânicas da Caatinga, destacam-se Fabaceae, Euphorbiaceae e Cactaceae, cujas espécies apresentam alta resiliência às condições climáticas e edáficas locais (Drummond, 2002). Em relação a fauna, caatinga abriga uma notável diversidade de vertebrados e invertebrados, que têm recebido crescente atenção científica em estudos recentes (Leal *et al.*, 2003; Silva *et al.*, 2017). Apesar dessa elevada biodiversidade, a Caatinga é considerada uma das

ecorregiões globais mais suscetíveis às alterações climáticas projetadas para o século atual (Santos *et al.*, 2014; Seddon *et al.*, 2016).

A Caatinga, embora sofra intensa degradação antrópica, especialmente em planícies mais baixas, ainda abriga formações vegetais ricas em endemismo e áreas remanescentes bem conservadas (Giulietti *et al.*, 2004). Com o tempo, a percepção de que se tratava de um ecossistema simples e desprovido de complexidade foi superada, o que ampliou sua relevância científica (Lacerda, 2023). Assim, os estudos sobre sua biodiversidade progrediram significativamente, revelando elevada diversidade e endemismo de espécies até então subestimados (Rodrigues, 2003; Hauff, 2010; Guedes *et al.*, 2014; Garda *et al.*, 2018; Lima, 2021; Uchôa *et al.*, 2022).

Por ser um mosaico ecológico, a Caatinga, além das áreas áridas predominantes, inclui planaltos, declives e uma variedade de formações vegetais, desde savanas até fragmentos de florestas úmidas (Tabarelli *et al.*, 2018). Essa heterogeneidade ambiental contribui para sustentar uma expressiva diversidade de espécies (Athayde, 2013), como as formigas (Oliveira *et al.*, 1995).

2.2 Impactos de perturbações humanas

A ação humana é reconhecida como um dos principais motores de transformação ambiental, promovendo mudanças profundas nos ecossistemas naturais (Antoni *et al.*, 2018). Entre essas transformações, destaca-se a conversão de florestas em áreas destinadas à agricultura, prática comum em florestas sazonalmente secas (Press, 2021). Esse tipo de distúrbio, classificado como uma perturbação antrópica aguda, caracteriza-se pela remoção completa da vegetação, resultando em fragmentação e perda de habitats (Singh, 1998).

A mudança no uso da terra fragmenta habitats antes contínuos, formando um mosaico de paisagens com pastagens, plantações e áreas urbanizadas (Haddad *et al.*, 2015). Esse processo intensifica as perturbações e compromete a integridade ecológica dos ecossistemas (Laurance; Sayer; Cassman, 2014), resultando em declínio na diversidade biológica e em impactos diretos sobre a regeneração florestal, como a redução de funções ecológicas essenciais, entre elas, a dispersão de sementes e a ciclagem de nutrientes (Bezerra *et al.*, 2022; Klanderud *et al.*, 2010; Ribeiro Filho *et al.*, 2018). Assim, as perturbações antrópicas decorrentes da conversão e fragmentação de habitats configuram-se entre os principais desafios à conservação da biodiversidade e à manutenção das funções ecológicas.

Apesar de sua relevância ecológica, a Caatinga sofreu intensas modificações ao longo do tempo, sendo considerada um dos ecossistemas mais impactados pela ação humana (Silva; Tabarelli; Leal, 2017a). Estima-se que cerca de 80% de sua cobertura já tenha sido alterada por ações antrópicas (Lacerda, 2015). Como resultado, essas perturbações antrópicas têm provocado alterações ambientais significativas e perdas de biodiversidade (Tabarelli; Silva, 2003), desencadeando efeitos em cascata que culminam na extinção de espécies endêmicas e na interrupção de processos ecológicos essenciais.

Como consequência, emergem graves problemas ambientais, como desertificação, altos índices de desmatamento e solos empobrecidos em nutrientes e minerais (Souza; Artigas; Lima, 2015). Dessa forma, a conservação da Caatinga representa-se um grande desafio, realidade já evidente em diversas regiões (Leal, Tabarelli e Silva, 2003), onde a desertificação já se encontra consolidada e está associada à perda da cobertura vegetal, favorecendo a erosão e comprometendo as propriedades físicas, químicas e econômicas do solo (CCD, 1995).

Desde o período colonial, práticas tradicionais de manejo da terra, como o corte-e-queima da vegetação, o sobrepastoreio e extração de recursos madeireiros e não madeireiros, têm contribuído significativamente para a degradação ambiental em ecossistemas tropicais (Pereira *et al.*, 2003; Albuquerque *et al.*, 2007; Ramos *et al.*, 2008). A população local depende fortemente dos recursos naturais para sua subsistência, o que intensifica essas pressões antrópicas (Silva *et al.*, 2017; Ribeiro *et al.*, 2015; Rito *et al.*, 2017). Tais práticas têm resultado em perdas contínuas de biomassa e nutrientes (Lawrence *et al.*, 2007; Borrego & Skutsch, 2014; Lins *et al.*, 2022) e em alterações na composição da vegetação (Sulaiman *et al.*, 2017; Bhaskar *et al.*, 2018).

A agricultura em larga escala, de caráter comercial, é a principal causa da perda florestal global (FAO, 2020). Embora a agricultura comercial responda pela maior parte desse desmatamento, práticas tradicionais de pequena escala, como o corte-e-queima, também degradam ecossistemas tropicais secos, afetando significativamente a biodiversidade mesmo em pequenas áreas (Bezerra *et al.*, 2023). Na Caatinga, a agricultura de corte-e-queima destaca-se como a principal causa de desmatamento, promovendo fragmentação de habitats e o empobrecimento dos solos, o que dificulta a regeneração natural da vegetação e intensifica a perda de biodiversidade (Novaes *et al.*, 2008).

A agricultura de corte e queima é responsável por cerca de 24% da perda florestal global e por proporção semelhante da agricultura na América Latina (Curtis *et al.*, 2018). Essa prática provoca distúrbios recorrentes que comprometem a regeneração florestal e a ciclagem de nutrientes (Bezerra *et al.*, 2022/2023; Ribeiro Filho *et al.*, 2018). Os processos de regeneração são modulados por fatores diversos, como a produção de sementes, disponibilidade hídrica e de nutrientes, condições microclimáticas e a presença de agentes dispersores (Grime, 1977; Pickett *et al.*, 1999). Apesar de seus impactos ecológicos, a agricultura de corte e queima continua sendo uma importante fonte de subsistência para milhões de pessoas em países em desenvolvimento (Kauffman *et al.*, 1993).

Essas alterações podem reorganizar as comunidades de espécies, desencadeando efeitos em cascata sobre interações bióticas, como a interrupção de mutualismos e a redução na provisão de serviços ecológicos essenciais (Oliveira *et al.*, 2019). Em particular, podem ameaçar a resiliência dos ecossistemas florestais ao modificar os processos responsáveis pela regeneração natural (Bezerra *et al.*, 2022). Contudo, os efeitos combinados de perturbações antrópicas e das mudanças climáticas sobre a biodiversidade ainda são pouco compreendidos, representando uma lacuna importante no entendimento dos mecanismos de manutenção da resiliência ecológica (Sirami *et al.*, 2017; mas ver Brook, Sodhi, & Bradshaw, 2008 ; Gibb *et al.*, 2015 ; Frishkoff *et al.*, 2016).

2.3 Dispersão de sementes por formigas (mirmecocoria)

As formigas (Hymenoptera: Formicidae) constituem o grupo de insetos sociais mais diverso taxonomicamente e ecologicamente abundante em escala global (Schultheiss *et al.* 2022; Bolton, 2023), sendo amplamente reconhecidas como um excelente grupo modelo para estudos da biodiversidade e de padrões ecológicos em múltiplas escalas (Del Toro *et al.*, 2012).

Espécies de formigas podem estabelecer interações mutualísticas com outros organismos, nas quais ambas obtêm benefícios (Dáttilo *et al.*, 2009). Entre esses mutualismos, destaca-se a relação entre formigas e plantas, nas quais estas desenvolvem estruturas especializadas, como nectários extraflorais, elaiossomos e cavidades, que fornecem alimento e abrigo às formigas (Del Toro *et al.*, 2012). Nesse tipo específico de interação, denominado mirmecocoria, ambas as espécies

são amplamente beneficiadas (Fernández, 2003). As formigas desempenham papéis ecológicos essenciais, incluindo a dispersão de sementes e a defesa contra herbívoros, contribuindo de forma significativa para a manutenção das funções ecossistêmicas (Leal *et al.*, 2017b).

A mirmecocoria ocorre com maior frequência em espécies herbáceas encontradas em florestas temperadas do Hemisfério Norte (Beattie & Culver, 1981) e em arbustos característicos de formações vegetais esclerófilas situadas em regiões de clima semiárido, como o sul da Europa, a Austrália, a África do Sul e áreas da América do Sul (Buckley, 1982; Haig & Westoby, 1991; Leal *et al.*, 2007; Rey *et al.*, 2002). Nesse contexto, as florestas sazonais secas da Caatinga brasileira destacam-se por sua notável biodiversidade e elevado grau de endemismo, sendo reconhecidas como um dos principais *hotspots* globais de mirmecocoria (Leal *et al.*, 2007). Esta evidência reforça o papel essencial das formigas como agentes-chave na dispersão de sementes neste bioma (Leal *et al.*, 2015).

A dispersão primária de sementes mediada por formigas, denominada mirmecocoria, constitui uma interação mutualística comum e amplamente distribuída (Bronstein, 2015), abrangendo cerca de 11.000 espécies de angiospermas, aproximadamente 4,5% do total, distribuídas em 334 gêneros e 77 famílias botânicas (Lengyel *et al.*, 2009). Essas plantas apresentam adaptações específicas à dispersão de sementes, resultado de pressões evolutivas que favorecem a interação com formigas por meio de diásporos dotados de um apêndice rico em lipídios, o elaiossomo (Christianini, 2015).

Nesta síndrome de dispersão, o elaiossomo atua como o principal atrativo químico para os formicídeos (Gorb & Gorb, 2003; Rico-Gray & Oliveira, 2007). O elaiossomo não somente induz o transporte das sementes, como também funciona como recurso alimentar, estimulando as formigas a transportarem as sementes para o interior de seus ninhos (Gorb & Gorb, 2003), o que pode aumentar as taxas de germinação e o estabelecimento de plântulas em micro-habitats edáficos mais favoráveis (Gómez *et al.*, 2011).

Quimicamente, essa resposta é induzida por compostos nos elaiossomos, como ácidos graxos, que mimetizam sinais de insetos mortos e estimulam o comportamento de transporte de cadáveres nas formigas, resultando na dispersão das sementes (Karnish, 2024). Após a remoção e consumo do elaiossomo, as sementes podem ser depositadas dentro das câmaras do ninho ou descartadas em

lixeiros externas (Leal *et al.*, 2007; Oliveira *et al.*, 2019), permanecendo ali até serem submetidas à dispersão secundária por fatores abióticos como o vento e a água, ou bióticos, como outros animais, ou ainda consumidas por outros predadores de sementes (Karnish, 2024).

Adicionalmente, as formigas exercem uma função ecológica importante como dispersores secundários de sementes de frutos carnosos, cuja dispersão primária é realizada por vertebrados como mamíferos e aves (Christianini *et al.*, 2007; Leal & Oliveira, 1998; Passos & Oliveira, 2003). Ao removerem a polpa dos diásporos no solo, as formigas promovem a limpeza das sementes, e esse comportamento pode reduzir a infestação por fungos, aumentando, conseqüentemente, as taxas de germinação (Leal, 2003). Além disso, ao transportarem as sementes para seus ninhos, podem favorecer o destino e a germinação de diásporos (Leal *et al.*, 2007).

Desta forma, ao dispersarem tanto diásporos mirmecocóricos quanto não-mirmecocóricos, as formigas influenciam positivamente o destino das sementes, o sucesso da germinação e o recrutamento de plântulas (Christianini *et al.*, 2007; Hughes & Westoby, 1992). Essa função ecológica assume particular relevância na Caatinga, uma vez que a integridade funcional de muitos dispersores vertebrados primários está comprometida por distúrbios antropogênicos na paisagem (Alves *et al.*, 2020). Além disso, a mirmecocoria confere vantagens significativas às plantas, as quais envolvem a redução da predação de sementes e da competição entre plântulas próximas à planta-mãe (Handel, 1978; O'Dowd & Hay, 1980), a proteção contra incêndios (Bond & Slingsby, 1983) e o direcionamento das sementes para microhabitats enriquecidos em nutrientes, mais favoráveis à germinação (Culver & Beattie, 1983; Rissing, 1986).

Na dispersão de sementes mediada por formigas, algumas espécies são consideradas dispersoras de alta qualidade por removerem um maior número de diásporos e transportá-los por distâncias superiores (Gove; Majer; Dunn, 2007; Leal; Andersen; Leal, 2014; Ness *et al.*, 2004). Essas formigas, geralmente de grande porte e forrageamento solitário, levam as sementes para áreas mais distantes, depositando-as isoladamente ou em pequenos grupos em pilhas de descarte próximas ao ninho (Andersen & Morrison, 2006; Lôbo *et al.*, 2011). Em contraste, formigas dispersoras de baixa qualidade, geralmente menores e recrutadoras, tendem a consumir apenas o elaiossomo no local ou transportar os diásporos por curtas distâncias, acumulando-os em grandes quantidades próximas ao ninho (Leal

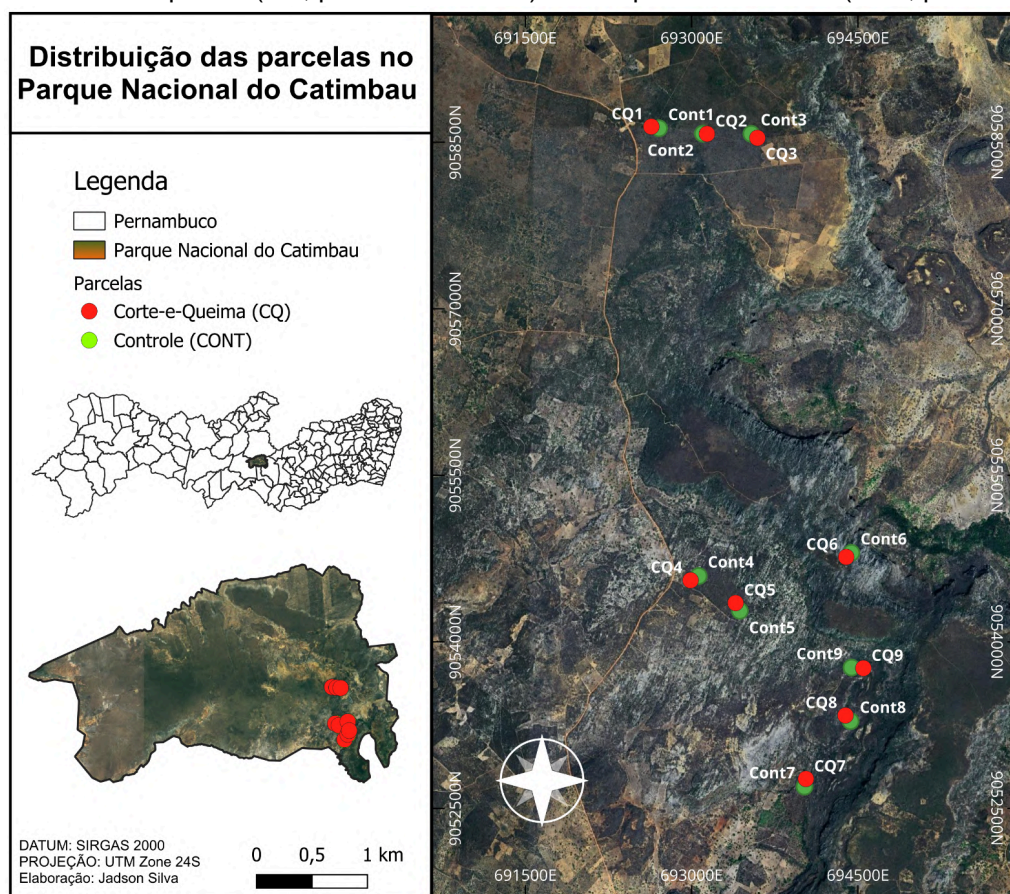
et al., 2014a, 2014b). No entanto, em áreas degradadas, as formigas dispersoras de alta qualidade tornam-se menos frequentes, o que reduz a eficiência do serviço de dispersão de sementes em comparação com ambientes conservados (Leal *et al.*, 2017b; Leal *et al.*, 2014).

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Local de estudo e caracterização da área

O estudo foi realizado no Parque Nacional do Catimbau (8°24'00" e 8°36'35" S; 37°0'30" e 37°1'40" O), uma área de floresta tropical sazonalmente seca com 607 km² de vegetação nativa localizada no nordeste do Brasil (Fig. 1). O clima é semiárido, do tipo Bsh (classificação de Koppen), com temperatura média anual de aproximadamente 23°C e precipitação média anual variando de 480 a 1100 mm (Rito *et al.*, 2016). O solo predominante é a de areia quartzítica, que cobre cerca de aproximadamente 72,30% da área total do Parque e o restante sendo constituído por solos de embasamento cristalino, rasos e pedregosos (De Araújo Filho *et al.*, 2023). As famílias botânicas mais representativas incluem Fabaceae, Euphorbiaceae e Myrtaceae, enquanto o sub-bosque é dominado por espécies herbáceas da família Malvaceae, Cactaceae e Bromeliaceae (Rito *et al.*, 2017). Apesar de sua criação em 2002, o Parque Nacional do Catimbau ainda enfrenta problemas fundiários, a população ainda reside no local, os quais muitas são de baixa renda e tem como meio de subsistência, o uso de recursos florestais que incluem práticas de extração madeireira e não madeireira, agricultura de corte e queima da vegetação e criação extensiva de animais domésticos como ovinos e caprinos (Tabarelli *et al.*, 2017; Lins, 2022; Jamelli *et al.*, 2020; Menezes *et al.*, 2021; Santos, 2023).

Figura 1 – Localização do Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco, Brasil. Distribuição das nove parcelas de corte-e-queima (CQ, pontos vermelhos) e nove parcelas controle (Cont, pontos verdes).



Fonte: Autor, 2025.

3.1.1 Experimento de agricultura de corte-e-queima

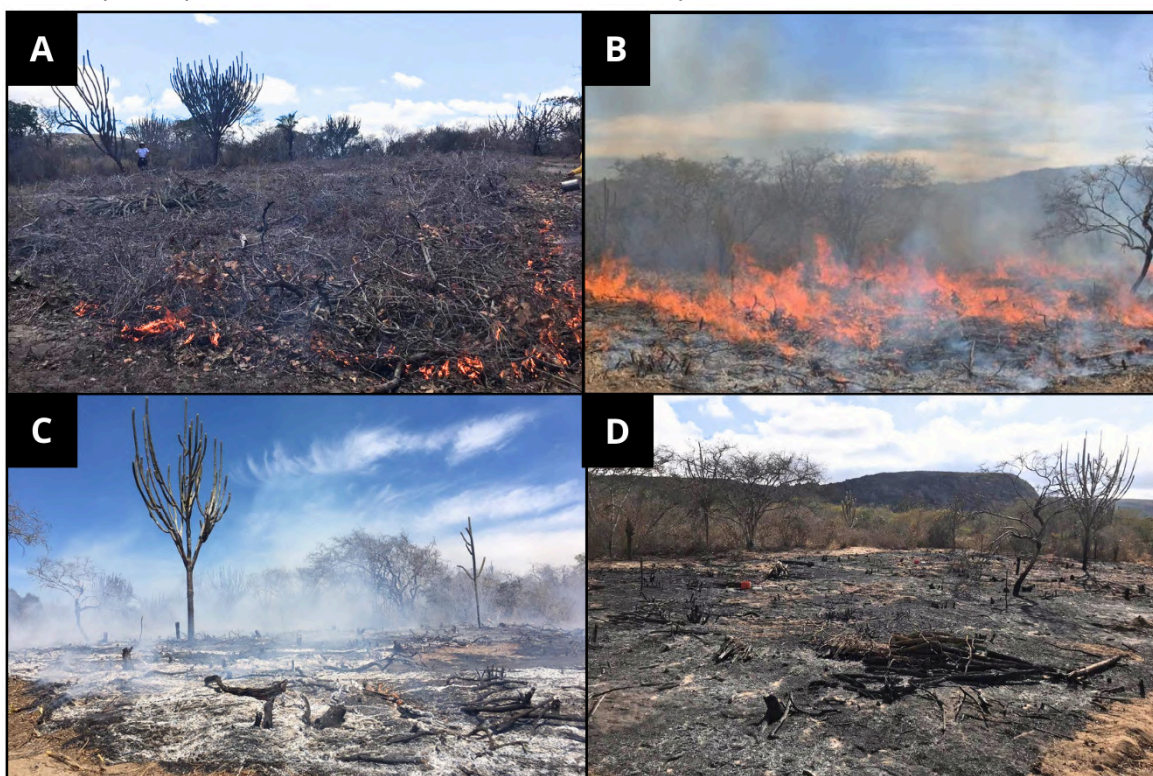
Para avaliar o impacto da agricultura de corte-e-queima sobre a biodiversidade e os processos ecossistêmicos, o experimento buscou replicar o método tradicional dessa prática na região da Caatinga (Bezerra *et al.*, 2022, 2023). Esse experimento controlado ocorreu entre 2018 e 2020 em áreas de solos sedimentares sem histórico recente de uso agrícola (Fig. 2), simulando todas as etapas da agricultura de corte-e-queima no âmbito do Projeto Ecológico de Longa Duração – PELD Catimbau (<https://peldcatimbau.com.br/>). Para isso, foram estabelecidos três blocos experimentais, distantes 400 m entre si, cada um contendo três parcelas de 20 × 50 m (0,1 ha). As atividades ocorreram ao final da estação seca (novembro-dezembro) dos anos de 2018, 2019 e 2020, período que coincide com a época do ano em que a prática é tradicionalmente realizada na região.

Para reproduzir com rigor metodológico o sistema agrícola tradicional da Caatinga, o estudo concentrou-se nos meses que marcam o final da estação seca,

período estratégico em que o corte e a queima da vegetação são comumente iniciados na região. O ciclo experimental foi estruturado em quatro fases sucessivas (para mais detalhes, ver Bezerra *et al.*, 2022, 2023):

1. Corte e Queima da Vegetação – Toda a biomassa das parcelas foi derrubada; os troncos úteis foram retirados e o restante permaneceu exposto ao sol por cerca de 20 dias até a secagem, quando se realizou a queima controlada.
2. Plantio – Após a queima, cultivaram-se espécies de interesse agrícola, como feijão, milho e melancia, conforme a prática tradicional local.
3. Colheita – Etapa correspondente ao manejo ativo da área e à coleta da produção obtida.
4. Abandono (Pousio) – Após o ciclo produtivo, a área foi abandonada, durante esse período, não houve cultivo ou manejo da área para permitir que a vegetação se recuperasse naturalmente, iniciando o processo de regeneração natural da vegetação.

Figura 2 – Etapas do processo de agricultura de corte-e-queima nas parcelas experimentais no Parque Nacional do Catimbau. (A) Área após o corte da vegetação nativa, com acúmulo de biomassa seca no solo. (B) Início da queima, com propagação das chamas sobre a vegetação derrubada. (C) Fase de combustão intensa, com liberação de fumaça e altas temperaturas. (D) Área imediatamente após a queima, evidenciando a cobertura do solo por cinzas e material carbonizado.



Fonte: PELD Catimbau, 2018.

3.1.2 Delineamento experimental

No total, foram preparadas nove parcelas experimentais nas quais se reproduziram todas as etapas da agricultura de corte-e-queima. Cada parcela experimental, teve uma correspondente parcela controle de mesmo tamanho (0,1 ha) e sem histórico recente dessa atividade, totalizando 18 parcelas, ou nove pares de parcelas (Fig. 1). As parcelas controle foram posicionadas por pelo menos 20 m das experimentais, e cada par foi separado dos demais por uma distância mínima de 400 m entre si, a fim de evitar interferência entre tratamentos.

Para avaliar o efeito da agricultura de corte-e-queima sobre a assembleia de formigas dispersoras de sementes e a função de dispersão, foram utilizadas diásporos artificiais, opção adotada devido a limitações práticas relacionadas à disponibilidade e à padronização de diásporos naturais na área de estudo. Os diásporos artificiais utilizados consistiam em esferas vermelhas de 2 mm e 0,03 g, semelhantes aos diásporos mirmecocóricos típicos (Pizo & Oliveira, 2001). Para simular a atratividade dos elaiossomos, as esferas foram recobertas com uma pasta lipídica composta por gordura vegetal hidrogenada, caseína, açúcares e carbonato de cálcio (para mais detalhes ver: Raimundo *et al.*, 2004; Bieber *et al.*, 2014). Esse método, já consolidado em estudos anteriores, tem se mostrado eficiente para investigar interações entre formigas e diásporos (Bieber *et al.*, 2014; Fontenele & Schmidt, 2021).

Para avaliar as interações entre espécies de formigas e diásporos, bem como a qualidade da dispersão (taxa e distância de remoção dos diásporos), foram instaladas 10 estações de observações nas parcelas experimentais e controle. Nessas estações os diásporos artificiais foram oferecidos e monitorados por 10 minutos, em intervalos de 1 hora, a fim de obter um registro mais completo das interações. As coletas de dados ocorreram em fevereiro e maio, em cada parcela controle e experimental, foram estabelecidos transectos com 10 pontos de amostragem espaçados a cada 10 metros. Em cada ponto dispuseram-se 10 sementes artificiais sobre um disco de papel filtro, totalizando 100 sementes em cada parcela. Para assegurar que apenas formigas interajam com os diásporos artificiais, cada estação de observação foi protegida por uma gaiola seletiva (Fig. 3).

Dessa forma, um total de 1.800 sementes artificiais foi ofertado, distribuído de forma equitativa entre as parcelas controle (900 sementes) e as parcelas

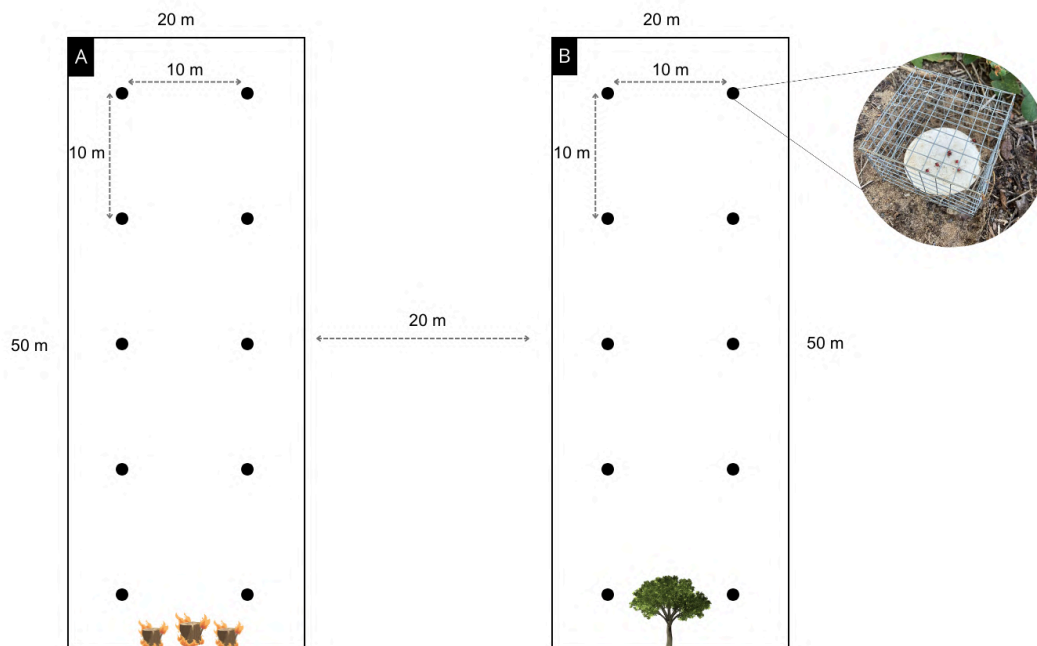
experimentais (900 sementes) em cada mês de coleta. Para as análises, os dados foram agrupados e considerados como um único período de amostragem. As sementes permaneceram no local por um período de 12 horas, das 6h às 18h, sendo monitoradas para registrar a atividade das formigas e possíveis interações.

Todo contato com as sementes foi considerado uma interação, sendo elas classificadas como: (1) consumo de elaiossomo, (2) inspeção sem consumo ou remoção e (3) remoção da semente. As sementes artificiais removidas pelas formigas a partir das estações de observação foram monitoradas até seus ninhos ou até o local onde os diásporos foram depositados, possibilitando a medição da distância de remoção (Fig. 4). Além disso, foram coletados pelo menos dois indivíduos de cada espécie de formiga observada durante o período de monitoramento, para posterior identificação taxonômica em laboratório.

Além disso, no mês de fevereiro, foi avaliada a taxa de remoção de sementes artificiais em condições não assistidas, ou seja, sem observação direta dos pesquisadores durante o período noturno. Para isso, foi seguido o mesmo protocolo descrito anteriormente, com a disposição das sementes nos pontos de amostragem. Diferentemente do primeiro experimento, não houve monitoramento contínuo das interações e as sementes foram depositadas nas estações de observação e permaneceram no local sem interferência humana.

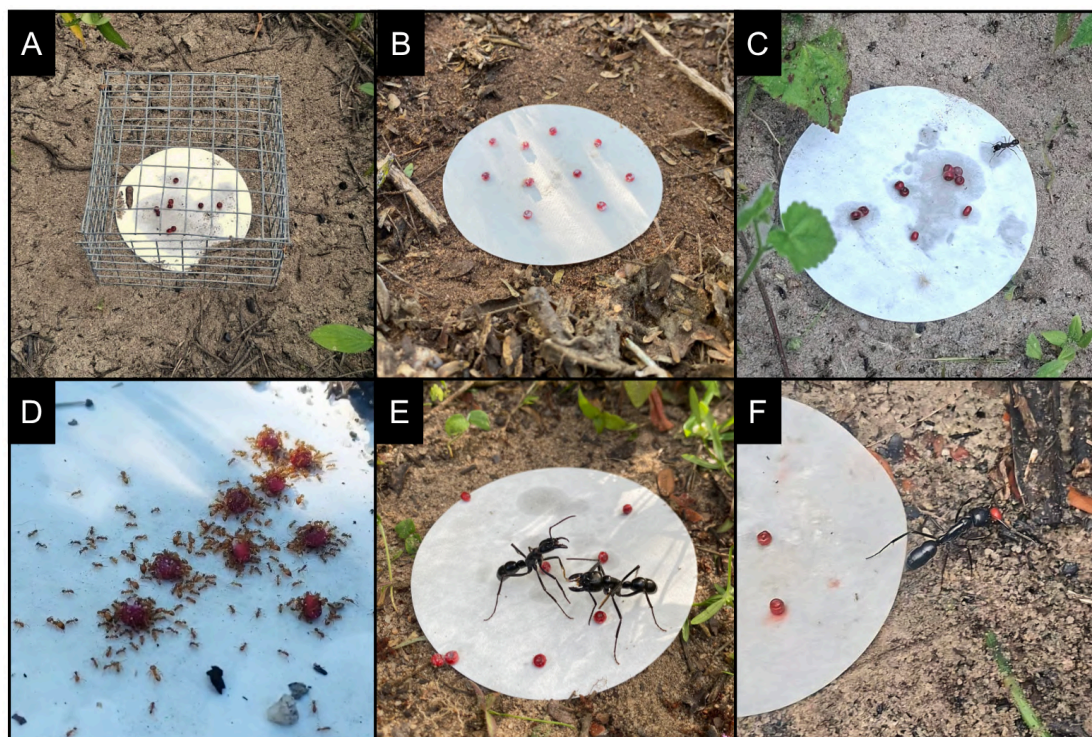
A primeira verificação foi realizada logo após a instalação do experimento, garantindo que todas as sementes estivessem presentes no início do teste. A segunda verificação ocorreu após o período predefinido de exposição, para quantificar os diásporos removidos. Dessa forma, a coleta da taxa de remoção dos diásporos não assistidos (noturna) permite avaliar a dispersão natural sem interferência humana e compará-la a remoção assistida (diurna). Além disso, a inclusão do período noturno amplia o entendimento sobre a atividade noturna das formigas, um aspecto ainda pouco explorado, fornecendo dados relevantes sobre seu papel na dispersão de sementes.

Figura 3 – Distribuição das estações de observação nas parcelas experimentais e controle.
(A) Corte e queima; (B) Controle.



Fonte: Autor, 2025.

Figura 4 – Procedimentos experimentais utilizados para avaliar as interações entre formigas e diásporos artificiais nas parcelas controle e experimentais. (A–B) Estações de oferta de sementes protegidas por gaiola seletiva, contendo 10 diásporos artificiais dispostos sobre disco de papel filtro, para evitar a interferência de vertebrados. (C) *Ectatomma muticum* em atividade de forrageamento. (D) Atividade de consumo e tentativa de remoção realizada em grupo por *Pheidole*. (E) Interação de *Dinoponera quadriceps* com os diásporos artificiais durante o monitoramento. (F) Transporte de diásporo por formiga para registro da distância de remoção.



Fonte: Autor, 2025.

3.2 Análise estatística

As análises estatísticas tiveram como objetivo comparar a remoção de sementes, o número de gêneros de formigas e as distâncias médias de remoção entre os tratamentos controle e experimentais (corte e queima), bem como entre os meses de fevereiro e maio. Para avaliar a remoção de sementes monitorada, foram ajustados Modelos Lineares Mistos Generalizados (GLMM) com distribuição Poisson, considerando como variáveis fixas, o tratamento (controle e corte e queima), as parcelas e ano de regeneração como efeito aleatório para controlar a variação espacial. Para analisar os efeitos do tipo de distúrbio e do ano de regeneração na distância média de dispersão de sementes, foi utilizado um GLMM com distribuição gaussiana.

Adicionalmente, para avaliar as taxas de remoção de sementes entre os períodos diurno e noturno, foi ajustado um GLMM com distribuição binomial negativa, incorporando o tratamento (controle e corte e queima) e o período (dia e noite) como efeitos fixos, e as parcelas como efeito aleatório, de modo a testar a interação entre tratamento e período na atividade de dispersão. As estimativas ajustadas de médias e proporções de dispersão foram extraídas a partir dos modelos para a interpretação ecológica dos resultados. Todos os gráficos, foram elaborados no software R (versão 4.3.2), adotou-se um nível de significância de $p < 0,05$. Já para a confirmação taxonômica, alguns exemplares de cada espécie observada foram montados e identificados (Fig. 7) com o auxílio da chave ilustrada de identificação de subfamílias e gêneros de formigas do Brasil (Feitosa & Dias, 2024).

4 RESULTADOS

4.1 Interações formiga-semente

Das sementes disponibilizadas, registramos a remoção de 2922 unidades, o que corresponde a 81,16% do total ofertado. A remoção foi maior nas parcelas controle, com 1602 sementes removidas (89,0% de remoção), enquanto as parcelas experimentais teve 1320 sementes removidas (73,3% de remoção), indicando que o tratamento corte e queima apresentou aproximadamente 17,6% menos remoções de sementes que o controle. Do total de sementes removidas durante o período de

monitoramento das estações, foram registrados 623 eventos de remoção de sementes, sendo 317 (50,9%) nas parcelas controle e 306 interações (49,1%) nas parcelas experimentais. Em relação ao número de interação de consumo do elaiossomo, foi registrado o total de 604 eventos, 324 no controle (53,64%) e 280 nas experimentais (40,35%). E teve um total de 63 eventos de inspeção sem consumo e remoção do elaiossomo, 42 nas experimentais (66,67%) e 21 no controle (33,33%).

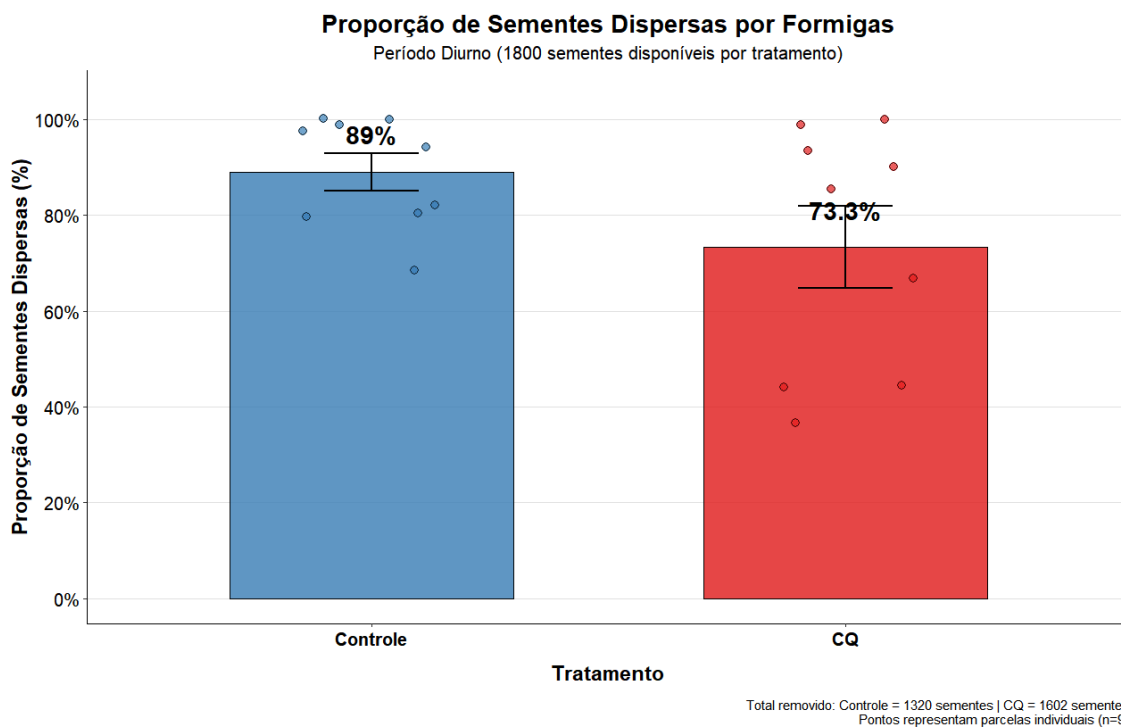
O Modelo Linear Misto Generalizado (GLMM) com distribuição Poisson indicou que a taxa de remoção (Fig. 5) foi de 89% no controle e 73.3% no corte e queima, mas esta diferença não foi estatisticamente significativa ($z = -1.324$, $p = 0.186$). Já para analisar a dispersão de sementes por formigas em função do tempo de regeneração e tratamento (Fig. 6), as diferenças entre tratamentos foram significativas apenas em 2019 ($p = 0,0002$), onde as áreas controle apresentaram maior dispersão de sementes que as experimentais. Para 2018 ($p = 0,2708$) e 2020 ($p = 0,6370$), não houve diferenças significativas entre tratamentos. Nas áreas experimentais (CQ), a dispersão aumentou significativamente entre 2019-2020 ($p = 0,0396$), indicando recuperação da função ecológica ao longo do tempo, enquanto áreas controle mantiveram-se estáveis.

Tabela 1 – Taxa de remoção de sementes por formigas (%) por tratamento e tempo de regeneração. DP = Desvio Padrão; CQ = Corte e Queima.

Análise	Média	DP	Valor p	Significância
Geral - Controle	73.3	25.7	0,186	Não
Geral - CQ	89.0	11.6	0,186	Não
2018 - Controle	82.7	14.5	0,270	Não
2018 - CQ	73.2	25.4	0,270	Não
2019 - Controle	90.8	10.1	0,0002	Sim
2019 - CQ	58.2	30.9	0,0002	Sim
2020 - Controle	93.5	11.3	0,637	Não
2020 - CQ	88.7	18.8	0,637	Não

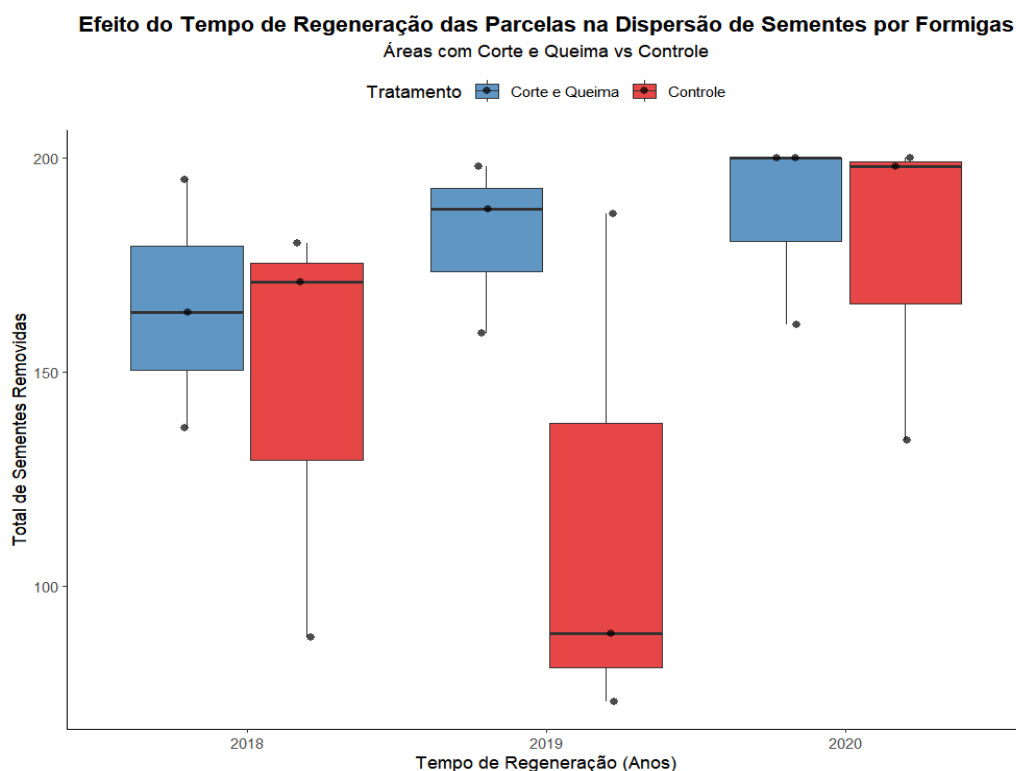
Fonte: Autor, 2025.

Figura 5 – Proporção de sementes dispersas por formigas no período diurno, considerando 1800 sementes disponibilizadas por tratamento (Controle e CQ). Os pontos representam as parcelas.



Fonte: Autor, 2025.

Figura 6 – Efeito do tempo de regeneração (2018, 2019 e 2020) na remoção de sementes por formigas submetidas ao tratamento de corte e queima (CQ), comparando com as áreas controle. Os pontos pretos representam as parcelas.



Fonte: Autor, 2025.

4.2 Composição da comunidade de formigas

Considerando todos os tipos de interações, nos meses de fevereiro e maio (Tabela 2), *Pheidole* foi o gênero mais frequente, registrado em todas as parcelas de ambos os tratamentos e meses. *Dinoponera* e *Ectatomma* também apresentaram ampla distribuição, com ocorrência em grande parte das parcelas avaliadas. *Dorymyrmex* e *Solenopsis* foram mais frequentes nas áreas de corte e queima, enquanto *Camponotus* ocorreu principalmente no controle. *Mycetomoellerius*, *Atta* e *Cephalotes* foram registrados apenas em fevereiro, com ocorrência isolada. Em maio, manteve-se o padrão de dominância de *Pheidole*, seguida por *Dinoponera* e *Ectatomma*, com redução na frequência dos demais gêneros.

Entre as remoções registradas (623), *Ectatomma muticum* foi responsável por 195 remoções (31,30%) e *Dinoponera quadriceps* por 136 remoções (21,82%), sendo as espécies mais frequentes e ativas na remoção de sementes durante o período de observação. *Pheidole* foi responsável por cerca de 84 tentativas de remoções (13,48%).

Tabela 2 – Frequência de ocorrência absoluta (número de formigas por parcelas) dos principais gêneros de formigas em fevereiro e maio em parcelas de corte-e-queima e controle.

Mês	Gênero	Controle	Corte e queima	Total de Parcelas
Fevereiro	<i>Pheidole</i> Westwood, 1839	9	9	18
Fevereiro	<i>Ectatomma</i> Smith, F., 1858	8	6	14
Fevereiro	<i>Dinoponera</i> Roger, 1861	5	6	11
Fevereiro	<i>Dorymyrmex</i> Mayr, 1866	2	6	8
Fevereiro	<i>Solenopsis</i> Westwood, 1840	3	5	8
Fevereiro	<i>Camponotus</i> Mayr, 1861	4	1	5
Fevereiro	<i>Mycetomoellerius</i> Solomon, Rabeling, Sosa-Calvo & Schultz, 2019	3	2	5
Fevereiro	<i>Atta</i> Fabricius, 1804	0	1	1
Fevereiro	<i>Cephalotes</i> Latreille, 1802	1	0	1

Maio	<i>Pheidole</i> Westwood, 1839	9	9	18
Maio	<i>Dinoponera</i> Roger, 1861	9	7	16
Maio	<i>Ectatomma</i> Smith, F., 1858	8	5	13
Maio	<i>Dorymyrmex</i> Mayr, 1866	3	5	8
Maio	<i>Solenopsis</i> Westwood, 1840	1	1	2
Maio	<i>Camponotus</i> Mayr, 1861	1	0	1

Fonte: Autor, 2025.

Figura 7 – Espécies de formigas observadas interagindo com sementes na Caatinga, Parque Nacional do Catimbau, Pernambuco, Brasil. (A) *Dinoponera quadricaps*; (B) *Ectatomma muticum*; (C) *Pheidole* sp.; (D) *Solenopsis* sp.; (E) *Dorymyrmex* sp.; (F) *Mycetomoellerius* sp.



Fonte: Autor, 2025.

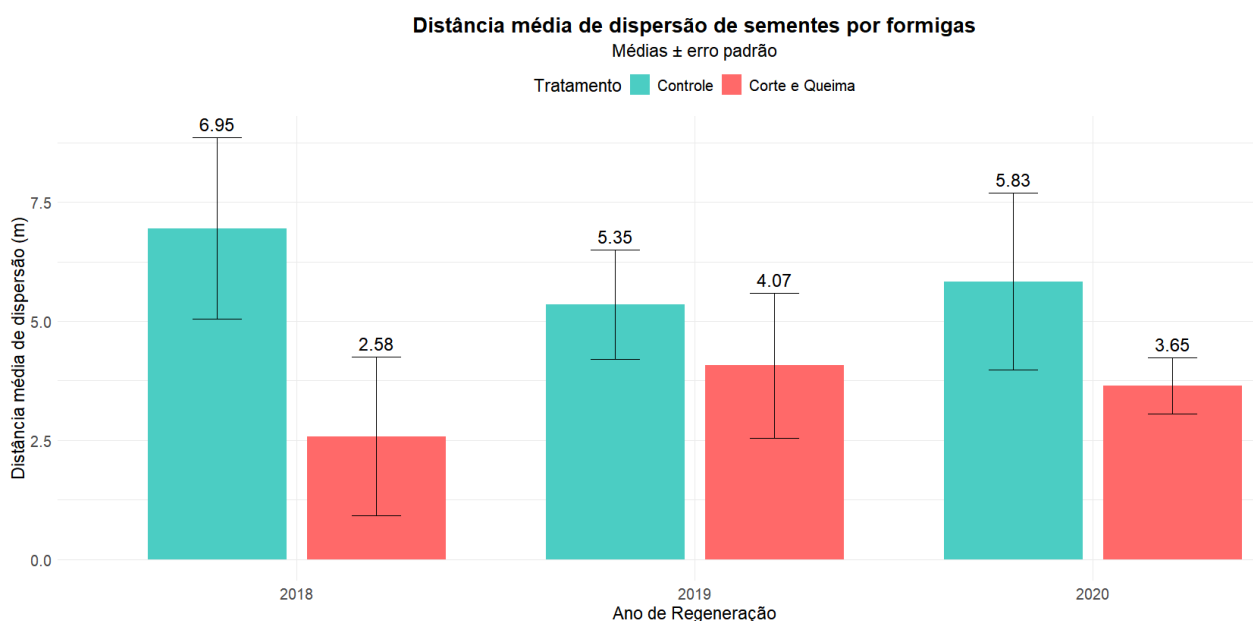
4.3 Distâncias de remoção e destinos das sementes

Com base no número total de interações observadas durante o período de monitoramento, a média de distância de remoção foi superior no controle (4,62 metros) em comparação ao experimental (2,27 metros). A distância máxima de remoção de sementes foi registrada nas parcelas experimentais, atingindo 36 metros, enquanto nas parcelas controle o valor máximo observado foi de 25,5 m, sendo ambas as remoções realizadas por *Dinoponera quadriceps*. Quanto às distâncias mínimas, os menores valores foram frequentemente associados a atividades de *Pheidole* sp., que em vários deslocamentos removeu sementes a apenas 0,05 m do ponto de origem, tanto nas parcelas experimentais quanto nas controle.

Os principais destinos das sementes transportadas foram o ninho, com 186 eventos no total, sendo 123 nas parcelas controle (66,12%) e 63 nas parcelas experimentais (33,88%); a serrapilheira, com 100 eventos, dos quais 51 ocorreram nas áreas controle (51,0%) e 49 nas áreas experimentais (49,0%); e o solo exposto, com 63 eventos, sendo 25 nas parcelas controle (39,68%) e 38 nas parcelas experimentais (60,32%).

Para testar os efeitos do distúrbio de corte e queima na distância média de dispersão de sementes por formigas, foi utilizado um Modelo Linear Misto Generalizado (GLMM) com distribuição gaussiana. A análise revelou um efeito estatisticamente significativo do tipo de distúrbio na distância de dispersão de sementes ($F = 6,49$; $p = 0,0176$). De acordo com as estimativas do modelo, o tratamento de corte e queima reduziu significativamente a distância média de dispersão em 2,81 metros ($p = 0,0176$) em comparação com as áreas controle. As médias descritivas (Fig. 8) corroboram este padrão: as áreas controle apresentaram distâncias médias de dispersão de 6,95 m (2018), 5,35 m (2019) e 5,83 m (2020), enquanto as áreas com corte e queima mostraram valores consistentemente menores: 2,58 m (2018), 4,07 m (2019) e 3,65 m (2020). Em contraste, o ano de regeneração não demonstrou efeito significativo sobre a distância de dispersão ($p = 0,9912$).

Figura 8 – Distância média de dispersão de sementes por formigas nas parcelas com histórico de corte e queima ao longo dos anos de regeneração (2018, 2019 e 2020) e as áreas controle sem histórico de perturbação.



Fonte: Autor, 2025.

4.5 Comparação da dispersão de sementes nos períodos diurno e noturno

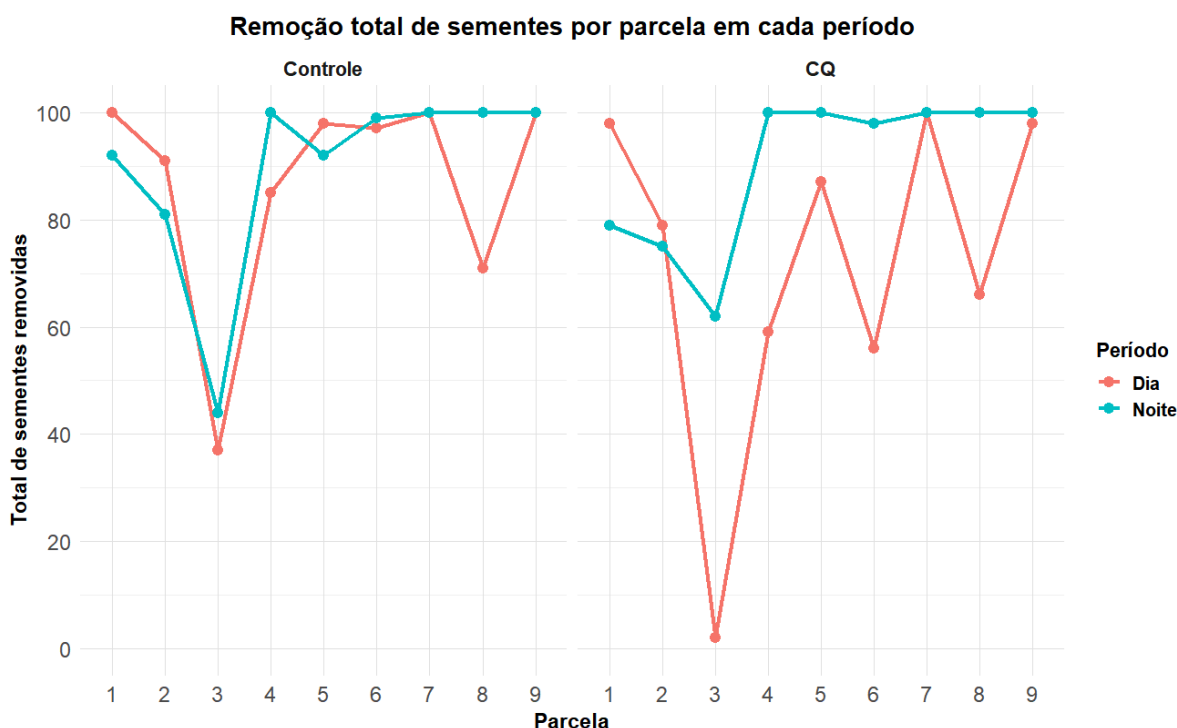
Outro aspecto relevante do estudo foi a análise comparativa da dispersão de sementes entre os períodos diurno e noturno. No total de 1.800 sementes ofertadas em cada período, 1.424 (79,1%) foram removidas durante o dia, sendo 765 nas parcelas controle e 659 nas experimentais. Já no período noturno, a remoção total aumentou para 1.622 sementes (90,1%), das quais 814 ocorreram nas parcelas experimentais e 808 nas controle, evidenciando que, embora a diferença seja sutil, o controle apresentou valores ligeiramente menores que o tratamento com corte e queima.

A Figura 9 mostra que a remoção de sementes à noite foi geralmente alta em ambos os tratamentos, com a maioria das parcelas apresentando valores acima de 90 sementes removidas. No entanto, enquanto as parcelas controle variaram mais (entre 44 e 100 sementes), as parcelas experimentais mantiveram remoção noturna mais consistente e elevada, com 7 das 9 parcelas removendo 98 sementes ou mais. Durante o dia, essa diferença foi mais acentuada: as parcelas CQ tiveram maior variação (2 a 100 sementes), enquanto as controle mantiveram remoção geralmente alta (37 a 100 sementes).

Para investigar a diferença na dispersão de sementes por formigas entre os períodos diurno e noturno, foi empregado um GLMM com distribuição Binomial Negativa. Os resultados do modelo revelaram que a diferença na dispersão de sementes entre os períodos não foi estatisticamente significativa ($p = 0,052$), embora os dados descritivos indiquem uma tendência de maior remoção de sementes no período noturno (média = $90,1 \pm 16,1$) em comparação ao diurno (média = $79,1 \pm 26,9$).

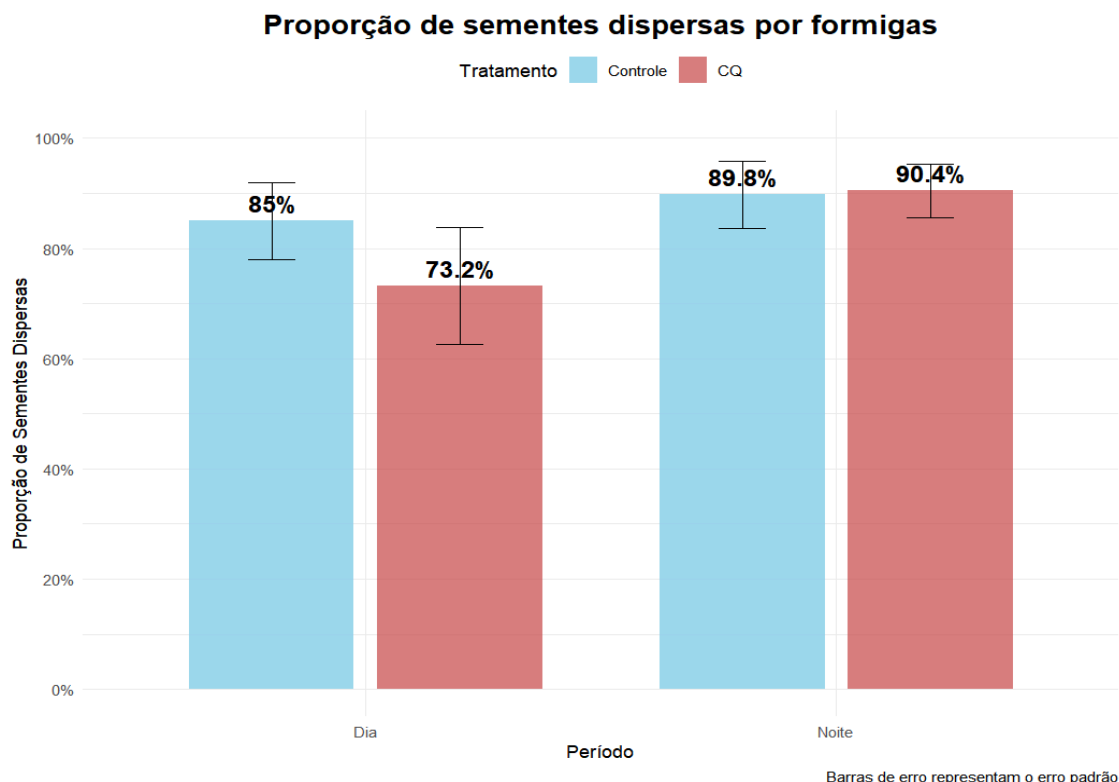
No entanto, levando em consideração o tipo de tratamento, especificamente o tratamento com histórico de corte e queima, a dispersão noturna foi significativamente maior que a diurna ($p = 0,025$), padrão não observado no controle ($p = 0,592$). As estimativas ajustadas pelo modelo foram de 85,7% para controle-diurno, 73,2% para corte e queima-diurno, 90,3% para controle-noturno e 91,0% para corte e queima-noturno (Fig. 10).

Figura 9 – Remoção de sementes por formigas durante os períodos diurno e noturno em parcelas controle e experimentais (CQ). Cada ponto representa o total de sementes removidas por parcela.



Fonte: Autor, 2025.

Figura 10 – Proporção média de sementes dispersas (%) nos períodos diurno e noturno sob dois tratamentos (Controle e CQ).



Fonte: Autor, 2025.

5 DISCUSSÃO

Os resultados mostraram que, embora a média de remoção de sementes tenha sido maior nas parcelas controle em comparação às áreas com histórico de corte e queima, essa diferença não foi estatisticamente significativa. Entretanto, quando analisamos todo o conjunto de padrões de remoção, número de interações, identidade das espécies, distância de dispersão e variação temporal, emerge um cenário mais complexo do que apenas a comparação entre médias. A manutenção de remoção elevada mesmo em áreas perturbadas, a presença consistente de espécies-chave, e a estabilidade temporal observada após alguns anos de regeneração das parcelas, indicam que a função ecológica de dispersão de sementes por formigas é, em grande parte, resiliente às perturbações. Esse conjunto de evidências sugere um sistema funcionalmente robusto, ainda que estruturalmente modificado, o que está de acordo com as comunidades de formigas em ecossistemas tropicais secos possuem elevada redundância e plasticidade ecológica (Leal *et al.*, 2017b).

A literatura destaca que ecossistemas com maior diversidade biológica tendem a apresentar maior estabilidade funcional, devido à complementaridade entre espécies (Naeem *et al.*, 2002; Loreau *et al.*, 2003). No presente estudo, mesmo com possíveis mudanças estruturais decorrentes do corte e queima, a persistência da função de remoção sugere que mecanismos como redundância funcional, substituição compensatória e plasticidade de forrageamento podem estar operando. Esses padrões são consistentes com a ideia de que formigas possuem estratégias comportamentais e fisiológicas que lhes permitem explorar ambientes com microclimas mais extremos, como modificações no horário de forrageamento, rotas alternativas e mudança no uso do solo (Hölldobler & Wilson, 1990).

De acordo com Bona *et al.* (2023), perturbações antrópicas podem reduzir em cerca de 19% a frequência de remoção de diásporos por formigas em escala global, afetando a regeneração natural. Cavalcante *et al.* (2025) também apontam que tais perturbações tendem a diminuir as taxas de remoção de sementes, embora esse efeito não seja uniforme entre diferentes contextos abióticos e bióticos. No presente estudo, porém, a ausência de efeito significativo do corte e queima sugere que, no período analisado, as comunidades locais de formigas mantiveram resistência funcional, preservando o serviço ecológico de dispersão de sementes mesmo em áreas alteradas. A queda registrada em 2019 indica uma resposta ao distúrbio, enquanto o aumento em parcelas com histórico de corte e queima de 2020, demonstra rápida recuperação, padrão esperado em áreas pequenas inseridas em uma matriz conservada.

Outro processo que pode explicar a estabilidade observada é o turnover compensatório, no qual o fogo associado ao corte e queima reduz espécies sensíveis, mas favorece espécies generalistas e tolerantes, mantendo o serviço ecológico mesmo com mudanças na composição (Andersen *et al.*, 2012). Ao mesmo tempo, a persistência de espécies grandes e eficientes, aliada ao aumento da atividade de espécies oportunistas e ao aporte constante de operárias provenientes da matriz preservada, contribui para sustentar a remoção e a dispersão de sementes. A pequena escala da perturbação (50 × 20 m) favorece esse processo, pois permite que espécies com grande raio de forrageamento utilizem regularmente a área perturbada. Assim, a paisagem contínua ao redor exerce um efeito de borda positiva, acelerando o restabelecimento funcional, conforme descrito em estudos de ecologia de paisagens (Tscharntke *et al.*, 2012; Banks-Leite *et al.*, 2014).

Corroborando nossos resultados, estudos anteriores sobre dispersão de sementes mirmecocóricas mostram que a maior parte das sementes é transportada até os ninhos e que diásporos menores tendem a apresentar maiores taxas de remoção (Leal, 2003). Assim, o uso de sementes artificiais pequenas (2mm) em nosso experimento pode, de fato, ter aumentado sua atratividade e removibilidade pelas formigas. Contudo, como o mesmo recurso foi oferecido de forma padronizada em ambas as parcelas, esse efeito não compromete a comparação entre os tratamentos. Em vez disso, atua como um controle experimental, garantindo que eventuais diferenças observadas na remoção reflitam variações na comunidade e no comportamento forrageador das formigas entre as áreas, e não diferenças nos atributos das sementes.

Entretanto, o fato de as taxas de remoção nas áreas perturbadas ainda se manterem elevadas sugere que as assembleias de formigas podem manter parte de sua funcionalidade ecológica, seja por meio da resiliência funcional do grupo ou pela persistência de espécies-chave capazes de sustentar a dispersão mesmo sob distúrbios moderados. De maneira semelhante, Bombi-Haedo (2025) observou que assembleias de formigas dispersoras em áreas controle e perturbadas podem permanecer funcionalmente semelhantes, indicando que a capacidade funcional do ecossistema pode ser parcialmente mantida apesar de distúrbios antrópicos. Os dados também confirmam observações de Oliveira *et al.* (2024), segundo os quais a composição das espécies e a qualidade da função de dispersão permanecem consistentes ao longo do processo de regeneração florestal.

Por outro lado, a distância média de dispersão foi significativamente menor nas áreas com histórico de corte e queima, indicando que o distúrbio pode afetar negativamente o alcance da remoção de sementes por formigas. A estabilidade temporal detectada pelo modelo reforça que o principal driver da redução na distância de dispersão é o distúrbio em si, e não o ano de regeneração. Assim, mesmo que haja pequenas variações entre anos, elas não superam o impacto consistente causado pelo corte e queima, que se mantém como o fator determinante para a diminuição da eficiência da dispersão de sementes. Essa redução sugere que fatores como perda de cobertura vegetal, maior exposição solar e alterações microclimáticas podem limitar o deslocamento das formigas, restringindo a distância de transporte — um padrão também descrito por Leal *et al.* (2007) e Leal *et al.* (2017a) em áreas degradadas da Caatinga.

Apesar dessa tendência, observou-se que a maior distância de dispersão registrada foi nas parcelas experimentais, atingindo 36 metros, valor superior ao documentado por Oliveira *et al.* (2019), que reportaram até 27,5 metros para *Dinoponera quadricaps*. Esse achado indica que, mesmo sob perturbação, espécies grandes e altamente móveis como *D. quadricaps* podem compensar parcialmente as limitações ambientais, mantendo eventos ocasionais de dispersão a longas distâncias. Segundo Gómez e Espadaler (2003), esse tipo de padrão pode estar associado à persistência de espécies funcionalmente equivalentes, capazes de manter o serviço ecológico de dispersão mesmo após a ocorrência de distúrbios.

Do ponto de vista funcional, o padrão de dispersão refletiu diferenças claras no comportamento das espécies. Formigas de grande porte, como *Ectatomma muticum* e *Dinoponera quadricaps*, atuaram como dispersoras de alta qualidade na Caatinga (Leal *et al.*, 2014), realizando os transportes mais longos e direcionados a locais favoráveis, como ninhos. Em contraste, espécies menores e generalistas, como *Pheidole* e *Solenopsis*, removeram sobretudo os elaiossomos sem efetivar a dispersão das sementes, reforçando a tendência de ambientes perturbados favorecerem espécies oportunistas (Gibb *et al.*, 2018; Ness *et al.*, 2004). A ampla ocorrência de *Pheidole* em ambos os tratamentos ilustra a elevada tolerância desse grupo à perturbação, enquanto o aumento de *Dorymyrmex* nas áreas de corte e queima sugere seu potencial como indicador de ambientes em regeneração, dada sua dominância em solo exposto e serrapilheira (Delabie *et al.*, 2000).

Nossos resultados também mostraram que, embora estudos prévios indiquem recuperação rápida das dispersoras de alta qualidade e ausência de recuperação das de baixa qualidade em curto prazo após queimadas (Santos, 2023), áreas em regeneração mais longa podem permitir o retorno gradual dessas espécies menos eficientes. Ainda assim, a redução de dispersoras especialistas em áreas perturbadas pode alterar a composição funcional das comunidades e diminuir a disponibilidade de formigas capazes de remover diásporos de modo eficiente (Leal *et al.*, 2012). Por outro lado, em ambientes com menor competição, dispersoras como *D. quadricaps* e *E. muticum* podem monopolizar diásporos (Christianini, 2015), o que favorece a manutenção da qualidade da dispersão na Caatinga (Leal *et al.*, 2014a).

Embora espécies de baixa qualidade atuem como “trapaceiras” ao consumirem elaiossomos e reduzirem o alcance da dispersão, sua participação

também pode gerar efeitos positivos: ao limpar o diásporo no solo, removem resíduos de polpa que poderiam favorecer fungos, aumentando a chance de germinação (Leal, 2003). Assim, apesar das diferenças funcionais entre grupos, a regeneração prolongada parece favorecer a recomposição parcial da comunidade e de seus papéis na dispersão de sementes.

Outro aspecto relevante foi a variação temporal na dispersão de sementes, com tendência de maior remoção durante o período noturno. Embora a diferença geral entre os períodos diurno e noturno não tenha sido estatisticamente significativa, observou-se um padrão marcante nas áreas submetidas ao corte e queima, onde a dispersão noturna foi significativamente superior à diurna. Esse resultado sugere que a perturbação provocada por práticas como o corte e queima pode intensificar a influência de fatores circadianos sobre a atividade das formigas dispersoras, levando a um deslocamento do pico de atividade para o período noturno.

Nas áreas afetadas pelo corte e queima, a maior incidência de radiação solar e o consequente aumento das temperaturas diurnas podem ter reduzido a atividade das formigas durante o dia, fazendo com que concentrem a dispersão de sementes durante a noite, quando as condições térmicas são mais favoráveis. Embora este estudo não tenha avaliado diretamente as variações de temperatura, é plausível supor que as alterações microclimáticas decorrentes da perturbação tenham influenciado o padrão observado. Nesse sentido, Stuble *et al.* (2014) destacam que o aumento da temperatura média pode alterar os padrões de atividade das formigas, afetando, por consequência, a eficácia da dispersão de sementes.

Em contraste, nas áreas controle, a remoção de sementes manteve-se elevada e estável entre os períodos, indicando que, em ambientes preservados, as formigas mantêm níveis relativamente constantes de atividade ao longo do ciclo diário. Essa constância pode refletir a maior estabilidade microclimática e a disponibilidade contínua de recursos nesses habitats. De modo geral, os resultados reforçam a hipótese de que a dispersão mediada por formigas é modulada por variações temporais de atividade, possivelmente associadas à evitação do calor e à redução da competição ou predação durante a noite, conforme observado por Konečná *et al.* (2023) em paisagens temperadas. Ainda assim, persiste uma lacuna na compreensão dos mecanismos ecológicos que regulam a dispersão noturna de

sementes por formigas, especialmente em ecossistemas tropicais sujeitos a distúrbios antrópicos.

Considerando que ambos tratamentos apresentaram altas taxas de remoção, o padrão observado sugere que o histórico de perturbação não foi suficiente para alterar de forma significativa a comunidade de formigas ou comprometer a remoção dos diásporos. Esse resultado pode refletir tanto a resiliência funcional das formigas quanto a possível limitação espacial da perturbação. Esses achados têm implicações importantes: em cenários de perturbações mais intensas, recorrentes ou em áreas maiores, a redução de espécies-chave poderia, de fato, comprometer a dispersão mirmecocórica, diminuindo a remoção e alterando a dinâmica regenerativa da Caatinga. Por outro lado, a manutenção de altas taxas de remoção mesmo em áreas perturbadas reforça a capacidade das formigas de sustentar processos ecológicos essenciais, contribuindo para a recuperação da vegetação após distúrbios moderados.

Apesar das limitações do estudo, os resultados reforçam a resiliência da comunidade de formigas e sua importância para a manutenção de processos ecológicos em ecossistemas de Caatinga. Já do ponto de vista de manejo e conservação, os resultados indicam que as práticas de corte e queima, nas condições estudadas, não comprometem a função ecológica de dispersão de sementes por formigas. Esta conclusão é suportada pela ausência de efeitos significativos em todas as comparações testadas, o que carrega importantes implicações práticas e ecológicas. Destaca-se, assim, a importância de práticas de manejo que preservem a integridade das comunidades de formigas e incentivem pesquisas em áreas maiores, sob distúrbios mais intensos e em diferentes escalas temporais. Além disso, os resultados fornecem subsídios para comparações com outros ecossistemas tropicais, ampliando a compreensão sobre como interações planta-formiga respondem a mudanças no uso do solo para além da Caatinga.

6 CONCLUSÃO

O presente estudo conclui que a dispersão de sementes por formigas na Caatinga mostra uma notável resiliência funcional após o distúrbio de corte e queima. O padrão central observado revela que a função ecológica é mantida em sua quantidade, mas alterada em sua qualidade. Não houve diferença estatística significativa na taxa geral de remoção de sementes entre áreas controle e

perturbadas, indicando que a interação básica persiste. No entanto, a qualidade do serviço foi comprometida: o distúrbio reduziu significativamente a distância média de dispersão, limitando o alcance espacial do processo, e nas áreas perturbadas a remoção noturna tornou-se significativamente maior que a diurna, sugerindo uma adaptação comportamental às mudanças microclimáticas.

A análise temporal reforça esta resiliência, mostrando que a taxa de remoção, que havia caído acentuadamente no primeiro ano após o distúrbio, recuperou-se significativamente no ano seguinte, indicando uma trajetória positiva de restauração funcional. Este padrão é sustentado provavelmente pela ação de espécies-chave e por uma redundância funcional na comunidade de formigas. Os resultados demonstram que perturbações moderadas e localizadas podem não suprimir a interação, mas reconfigurá-la, prejudicando sua eficiência e dinâmica temporal. Assim, para a conservação da Caatinga, é crucial avaliar a dispersão não apenas pela quantidade de sementes removidas, mas também por métricas de qualidade, e priorizar a proteção das espécies de formigas dispersoras especialistas e a minimização da escala e intensidade dos distúrbios.

Em síntese, os resultados indicam que a dispersão de sementes mediada por formigas é um mecanismo crítico para a regeneração da Caatinga, mesmo em paisagens perturbadas. Além disso, ressaltam a importância de considerar as interações ecológicas diurnas e noturnas para uma compreensão mais completa do funcionamento do ecossistema. A preservação e a promoção de comunidades de formigas diversificadas são, portanto, essenciais para a manutenção da resiliência ecológica e da recuperação das áreas degradadas na região.

7 REFERÊNCIAS

ALVES, Sandro L. *et al*, Medium-sized and large mammals of the Floresta da Cicuta Area of Relevant Ecological Interest, a protected area in southeastern Brazil, **Check List**, v. 17, n. 5, p. 1421–1436, 2021.

ANDERSEN, Alan N.; MORRISON, Scott C. Myrmecochory in Australia's seasonal tropics: Effects of disturbance on distance dispersal, **Australian Journal of Ecology**, v. 23, n. 5, p. 483–491, 1998.

ANDERSEN, Alan N.; WOINARSKI, John C. Z.; PARR, Catherine L. Savanna burning for biodiversity: Fire management for faunal conservation in Australian tropical savannas, **Austral Ecology**, v. 37, n. 6, p. 658–667, 2012.

ANTONI, Raquel; FOFONKA, Luciana. Impactos ambientais negativos na sociedade contemporânea, **Educação Ambiental em Ação**, v. XII, n. 45, 2018.

ARAUJO FILHO, José C. de. **Relação solo e paisagem no Bioma Caatinga**. Embrapa Solos, SIMPÓSIO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA FÍSICA APLICADA. *Dinâmicas socioambientais das inter-relações às interdependência*. UFGD, 2011, p.14.

BARROS, Maria F.; RIBEIRO, Elaine M.S.; VANDERLEI, Renato S.; DE PAULA, Alexandre S.; SILVA, Ana B.; WIRTH, Rainer; CIANCIARUSO, Marcus V.; TABARELLI, Marcelo. Resprouting drives successional pathways and the resilience of Caatinga dry forest in human-modified landscapes. **Forest Ecology and Management**, v. 482, p. 118881–118881, 2020.

BANKS-LEITE, Cristina *et al*. Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot. **Science**, v. 345, n. 6200, p. 1041–1045, 2014.

BEATTIE, Andrew J.; CULVER, David C. The Guild of Myrmecochores in the Herbaceous Flora of West Virginia Forests. **Ecology**, v. 62, n. 1, p. 107–115, 1981.

BEZERRA, Jakelyne S.; ARROYO-RODRÍGUEZ, Víctor; ARASA-GISBERT, Ricard; MEAVE, Jorge A. Multiscale Effects of Slash-and-Burn Agriculture Across the Tropics: Implications for the Sustainability of an Ancestral Agroecosystem. **Sustainability**, v. 16, n. 22, p. 9994–9994, 2024.

BEZERRA, Jakelyne S.; ARROYO-RODRÍGUEZ, Víctor; DUPUY-RADA, Juan M.; LEAL, Inara R.; TABARELLI, Marcelo. Negative impact of slash-and-burn agriculture on the seed rain in a tropical dry forest. **Forest Ecology and Management**, v. 531, p. 120821, 2023.

BEZERRA, Jakelyne S.; ARROYO-RODRÍGUEZ, Víctor; TAVARES, Jonathan M.; *et al*. Drastic impoverishment of the soil seed bank in a tropical dry forest exposed to slash-and-burn agriculture. **Forest Ecology and Management**, v. 513, p. 120185, 2022.

BHASKAR, Radika; ARREOLA, Felipe; MORA, Francisco; *et al.* Response diversity and resilience to extreme events in tropical dry secondary forests. **Forest Ecology and Management**, v. 426, p. 61–71, 2018.

BORREGO, Armonia; SKUTSCH, Margaret, Estimating the opportunity costs of activities that cause degradation in tropical dry forest: Implications for REDD+. **Ecological Economics**, v. 101, p. 1–9, 2014.

BOMBI-HAEDO, Katherine; OLIVEIRA, Fernanda M.P; ARNAN, Xavier; *et al.* Ant community recovery in regenerating Caatinga dry forest following slash-and-burn agriculture. **Journal of Arid Environments**, v. 227, p. 105298–105298, 2025.

BONA, Ketlen; DELABIE, Jacques H. C.; CAZETTA, Eliana. Effects of anthropogenic disturbances on diaspore removal by ants: A meta-analysis. **Acta Oecologica**, v. 118, p. 103893, 2023.

BOND, W. & P. SLINGSBY. Seed dispersal by ants in Cape shrublands and its evolutionary implications. **South African Journal of Science** 79: 231- 233, 1983.

BOYLE, Michael J. W.; BONEBRAKE, Timothy C.; DIAS DA SILVA, Karina; *et al.* Causes and consequences of insect decline in tropical forests. **Nature Reviews Biodiversity**, v. 1, n. 5, p. 315–331, 2025.

BRONSTEIN, Judith L. **Mutualism**. USA: Oxford University Press, 2015.

BROOK, Barry W.; SODHI, Navjot S. ; BRADSHAW, Corey J. A. Synergies among extinction drivers under global change, **Trends in Ecology & Evolution**, v. 23, n. 8, p. 453–460, 2008.

BUCKLEY, Ralf C. **Ant-plant interactions in Australia**. Springer Netherlands, ISBN 9789400979949, 1982, 168 p.

DE ARAÚJO FILHO, José Coelho; CORREA, Marcelo Metri; PAIVA, Arlicelio Q.; *et al.* **Semi-arid Soils of the Caatinga Biome of Northeastern Brazil**. World Soils Book Series, Springer, Cham, 2023, p. 175–193.

DEBUSE, Valerie J., KING, Judith; HOUSE, Alan P. Effect of fragmentation, habitat loss and within-patch habitat characteristics on ant assemblages in semi-arid woodlands of eastern Australia. **Landscape Ecol** 22, 731–745, 2007.

CAVALCANTE, Byanca N.T.; CENTENO-ALVARADO, Diego; OLIVEIRA, Fernanda M.P.; *et al.* Detrimental effects of anthropogenic disturbances on ant-mediated seed dispersal services: A global meta-analysis. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 68, p. 125876, 2025.

CCD. **Convenção das Nações Unidas de Combate à Desertificação**. Tradução: Delegação de Portugal. Lisboa (PT): Instituto de Promoção Ambiental, 1995. 55p.

CHRISTIANINI, Alexander V. **Dispersão de sementes por poneromorfos**. In: DELABIE, JHC., *et al.*, orgs. *As formigas poneromorfos do Brasil* [online]. Ilhéus, BA: Editus, Available from SciELO Books, ISBN 978-85-7455-441-9, 2015, pp. 345-360.

CHRISTIANINI, Alexander V.; MAYHÉ-NUNES, Antônio J.; OLIVEIRA, Paulo S. The role of ants in the removal of non-myrmecochorous diaspores and seed germination in a neotropical savanna. **Journal of Tropical Ecology**, v. 23, n. 3, p. 343–351, 2007.

CORRO, Erick J.; AHUATZIN, Diana A.; JAIMES, Armando Aguirre; *et al.* Forest cover and landscape heterogeneity shape ant–plant co-occurrence networks in human-dominated tropical rainforests. **Landscape Ecology**, v. 34, n. 1, p. 93–104, 2018.

CULVER, David C. & BEATTIE Andrew J. The nest chemistry of two seed dispersing ant species. **Oecologia** 56: 99-103, 1983.

DÁTTILO, Wesley; MARQUES, Elisabete; FALCÃO, Jéssica C. *et al.* Interações Mutualísticas Entre Formigas e Plantas. **EntomoBrasilis** 2, 2009, p. 32-36.

DE QUEIROZ, Luciano P. *et al.* Diversity and evolution of flowering plants of the Caatinga Domain. In: DA SILVA, J. M. C.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. (Eds.). **Caatinga: The Largest Tropical Dry Forest Region in South America**. [s.l.] Springer, 2018. p. 23– 63.

DELABIE, Jacques H. C. *et al.* Sampling effort and choice of methods. In: AGOSTI, D.; MAJER, J. D.; ALONSO, L. E.; SCHULTZ, T. R. eds. **Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity**. Washington, Smithsonian Institution., 2000, p.145-154.

DEL TORO, Israel *et al.* The little things that run the world revisited: A review of ant-mediated ecosystem services and disservices (Hymenoptera: Formicidae). **Myrmecological News**, v. 17, n. March 2014, p. 133–146, 2012.

DRUMMOND, José A. Por que estudar a história ambiental do Brasil? Ensaio temático. **Varia História**, Belo Horizonte, n. 26, p. 13-32, 2002.

DRUMOND, Marcos A.; SCHISTEK, Haroldo; SEIFFARTH, João A. Caatinga: um bioma exclusivamente brasileiro... e o mais frágil. **IHU On-line: Revista do Instituto Humanitas Usuininos**, São Leopoldo, n. 389, p. 1-60, 2012.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Bioma Caatinga**, 2021.

FARIAS, Raquel R. S.; CASTRO, Antônio A. J. F. Fitossociologia de trechos da vegetação do Complexo de Campo Maior. Campo Maior, PI, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 18, n. 4, p. 949-963, 2004.

FAO, **The State of the World's Forests 2020**, [s.l.]: FAO and UNEP, 2020.

FEITOSA, Rodrigo M. & DIAS, Amanda M. An illustrated guide for the identification of ant subfamilies and genera in Brazil. **Insect Systematics & Evolution**, v. 1, n. aop, p. 1-121, 2024.

FERNÁNDEZ, Fernando *et al.* **Introducción a las Hormigas de la región Neotropical**. Bogotá, Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, 398p, 2003

FONTENELE, Luane K.; SCHMIDT, Fernando A. Forest-pasture shifting alters the assemblages of seed-removing ants in southwestern Brazilian Amazon. **Journal of Insect Conservation**, 25, 213–220, 2021.

FRISHKOFF, Luke O.; KARP, Daniel S.; FLANDERS, Jon R.; *et al.* Climate change and habitat conversion favour the same species. **Ecology Letters**, v. 19, n. 9, p. 1081–1090, 2016.

GABRIELA, Ana; SILVA; SENDOYA, Sebastián F; *et al.* Assessing the Impact of Deforestation of the Atlantic Rainforest on Ant-Fruit Interactions: A Field Experiment Using Synthetic Fruits. **PLoS ONE**, v. 9, n. 2, p. e90369–e90369, 2014.

GIBB, Heloise; SANDERS, Nathan J.; DUNN, Robert R.; *et al.* Climate mediates the effects of disturbance on ant assemblage structure. **Proceedings of the Royal Society B Biological Sciences**, v. 282, n. 1808, p. 20150418–20150418, 2015.

GIBB, Heloise; SANDERS, Nathan J.; DUNN, Robert R.; *et al.* Habitat disturbance selects against both small and large species across varying climates. **Ecography**, v. 41, n. 7, p. 1184–1193, 2017.

GILADI, Itamar. Choosing benefits or partners: A review of the evidence for the evolution of myrmecochory. **Oikos**, 112(3), 481–492, 2006.

GIULIETTI, Ana M. *et al.* **Diagnóstico da vegetação nativa do bioma Caatinga**. In: SILVA, J. M. C. (Ed.). Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2004. p. 47-90.

GÓMEZ, C. ; ESPADALER, X. Myrmecochorous dispersal distances: a world survey, **Journal of Biogeography**, v. 25, n. 3, p. 573–580, 2003.

GORB, Elena & GORB, Stanislav. Seed dispersal by Ants in a Deciduous Forest Ecosystem. Mechanisms, Strategies, Adaptations. **Dordrecht: Kluwer Academic Publishers**, 2003.

GOVE, Aaron D.; MAJER, Jonathan D.; DUNN, Robert R. A keystone ant species promotes seed dispersal in a “diffuse” mutualism. **Oecologia**, v. 153, n. 3, p. 687–697, 2007.

GARDA, Adrian. A.; STEIN, Mariana G.; MACHADO, Ricardo B.; LION, Marília B.; JUNCÁ, Flora A.; NAPOLI, Marcelo F. Ecology, biogeography, and conservation of amphibians of the Caatinga. In: Silva, J. M. C.; Leal, I. R.; TABARELLI, M. (eds). **Caatinga: the largest tropical dry forest region in South. America**, 2017, p.133-149.

GRIME, J P, Evidence for the Existence of Three Primary Strategies in Plants and Its Relevance to Ecological and Evolutionary Theory, **The American Naturalist**, v. 111, n. 982, p. 1169–1194, 1977.

GUEDES, Thaís B.; NOGUEIRA, Cristiano; MARQUES, Otavio A. V. Diversity, natural history, and geographic distribution of snakes in the Caatinga, Northeastern Brazil, **Zootaxa**, v. 3863, n. 1, 2014.

HADDAD, Nick M. *et al.* Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, v. 1, n. 2, p. 1–10, 2015.

HAIG, David & WESTOBY, Mark. Seed size, pollination costs and angiosperm success. **Evolutionary Ecology**, v. 5, n. 3, p. 231–247, 1991.

HAUFF, Shirley N. Representatividade do Sistema Nacional de Conservação de Unidades de Conservação na Caatinga. **PNUD**, Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento, Brasília. p.1-54, 2010.

HANDEL, Steve. N. The competitive relationship of three woodland sedges The Benefits and its bearing on the evolution of ant-dispersal of *Carex pedunculata*. **Evolution** 32: 151-163, 1978.

HÖLLDOBLER & WILSON. “The Ants” Springer, Berlin, 732 pp. DM 198. **Journal of Evolutionary Biology**, v. 5, n. 1, p. 169–171, 1990.

HUETING, Roefie; REIJNDERS, Lucas; BOER, Bart; LAMBOOY, Jan; JANSEN, Huib. The concept of environmental function and its valuation. **Ecological Economics**, v.25, p.31-35, 1998.

HUGHES, Lesley & WESTOBY, Mark. Fate of Seeds Adapted for Dispersal by Ants in Australian Sclerophyll Vegetation, **Ecology**, v. 73, n. 4, p. 1285–1299, 1992.

IBGE, **Áreas Territoriais** | IBGE. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/geociencias/organizacao-do-territorio/estrutura-territorial/15761-areas-dos-municipios.html?edicao=43130&t=o-que-e>>. acesso em: 27 out. 2025.

JAMELLI, Davi ; SANTOS-NETO, Pedro E. ; MELO, Arthur D. ; ANDRADE, Janete F. ; MELO, Felipe P.; TABARELLI, Marcelo ; LEAL, Inara R. **Ecologia e Conservação da Caatinga: Curso de Campo 2017**. 1. ed. Recife: Editora Universitária da UFPE, 2020. v. 1. 245p .

KARNISH, Alex, Seed Dispersal by Ants: A Primer. **International Journal of Plant Sciences**, v. 185, n. 5, p. 403–411, 2024.

KAUFFMAN, J. Boone; CUMMINGS, Dian L.; WARD, Deborah E. Relationships of Fire, Biomass and Nutrient Dynamics along a Vegetation Gradient in the Brazilian Cerrado. **Journal of Ecology**, v. 82, n. 3, p. 519–519, 1994.

KLANDERUD, Kari *et al.* Recovery of plant species richness and composition after slash-and-burn agriculture in a tropical rainforest in Madagascar. **Biodiversity and Conservation**, v. 19, n. 1, p. 187–204, 2010.

KONEČNÁ, Marie; LISNER, Aleš; *et al.* Evaluation of seed-dispersal services by ants at a temperate pasture: Results of direct observations in an ant suppression experiment. **Ecology and Evolution**, v. 13, n. 10, 2023.

LACERDA, Glória M. C. Redescobrimos tesouros: um olhar sobre a biodiversidade da Caatinga na atualidade. **Revista Macambira**, Serrinha (BA), v. 8, n. 1, e081018, jan./dez., 2023.

LAURANCE, William F.; SAYER, Jeffrey; CASSMAN, Kenneth G. Agricultural expansion and its impacts on tropical nature. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 29, n. 2, p. 107–116, 2014.

LAWRENCE, Deborah; D'ODORICO, Paolo; DIEKMANN, Lucy; *et al.* Ecological feedbacks following deforestation create the potential for a catastrophic ecosystem shift in tropical dry forest. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 104, n. 52, p. 20696–20701, 2007.

LEAL, Inara R.; LEAL, Laura C.; ANDERSEN, Alan N. The Benefits of Myrmecochory: A Matter of Stature, **Biotropica**, v. 47, n. 3, p. 281–285, 2015.

LEAL, Inara R. Dispersão de sementes por formigas na caatinga. **Ecologia e conservação da caatinga**, p. 593-624, 2003.

LEAL, Inara R.; WIRTH, Rainer; & TABARELLI, Marcelo. Seed dispersal by ants in the semi-arid Caatinga of north-east Brazil. **Annals of Botany**, 99(5), 885–894, 2007.

LEAL, Inara R. & OLIVEIRA, Paulo S. Interactions between fungus-growing ants (Attini), fruits and seeds in cerrado vegetation in Southeast Brazil. **Biotropica** 30: 170-178, 1998.

LEAL, Inara R.; LOPES, Ariadna V.; MACHADO, Isabel C.; TABARELLI, Marcelo. Plant–Animal Interactions in the Caatinga: Overview and Perspectives. In: SILVA, J.M.C., LEAL, I.R., TABARELLI, M. (eds) Caatinga. **Springer, Cham**, 2017a.

LEAL, Inara R. *et al.* Changing the course of biodiversity conservation in the Caatinga of northeastern Brazil. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 701-706, 2005.

LEAL, Inara R.; FILGUEIRAS, Bruno K. C.; GOMES, Juliana P.; *et al.* Effects of habitat fragmentation on ant richness and functional composition in Brazilian Atlantic forest. **Biodiversity and Conservation**, v. 21, n. 7, p. 1687–1701, 2012.

LEAL, Inara R.; LEAL, Laura C.; OLIVEIRA, Fernanda M. P.; ARCOVERDE Gabriela B., ANDERSEN, Alan N. Effects of Human Disturbance and Climate Change on Myrmecochory in Brazilian Caatinga. In: OLIVEIRA, P.S., KOPTUR, S., eds. *Ant-Plant Interactions: Impacts of Humans on Terrestrial Ecosystems*. **Cambridge University Press**; 2017:112-132, 2017b.

LEAL, Inara. R.; TABARELLI, Marcelo.; DA SILVA, José M. C. (Eds.). **Ecologia e conservação da Caatinga**. Editora Universitária UFPE, 2003.

LEAL, Laura C.; ANDERSEN, Alan N.; LEAL, Inara R. Anthropogenic disturbance reduces seed-dispersal services for myrmecochorous plants in the Brazilian Caatinga. **Oecologia**, v. 174, p. 173-181, 2014a.

LEAL, Laura. C.; NETO, Mário .C.L.; de OLIVEIRA, Antônio F.M. *et al.* Myrmecochores can target high-quality disperser ants: variation in elaiosome traits and ant preferences for myrmecochorous Euphorbiaceae in Brazilian Caatinga. **Oecologia**, 174, 493–500, 2014b.

LENGYEL, Szabolcs; GOVE, Aaron D.; LATIMER, Andrew M.; MAJER, Jonathan D.; & DUNN, Robert R. Ants sow 52 the seeds of global diversification in flowering plants. **PLoS ONE**, 4(5), 1–6v. 4, n. 5, p. e5480, 2009.

LIMA, Rafael D. Birds of the Caatinga revisited: The problem of enclaves within, but not of, the Caatinga, **Journal of Arid Environments**, v. 191, p. 104537, 2021.

LINS, Lays K. S. **Influência de caprinos na regeneração da Caatinga**, Tese (Doutorado em Biologia Vegetal - PPGBV) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2022.

LINS, Lays; SANTOS, David; LIRA, Renato; *et al.* Exotic goats do not affect the seed bank but reduce seedling survival in a human-modified landscape of Caatinga dry forest. **Forest Ecology and Management**, v. 522, p. 120491, 2022.

LÔBO D.; TABARELLI, Marcelo ; LEAL, Inara R. Relocation of *Croton sonderianus* (Euphorbiaceae) seeds by *Pheidole fallax* Mayr (Formicidae): a case of post-dispersal seed protection by ants?, **Neotropical Entomology**, v. 40, n. 4, p. 440–444, 2011.

LOPES, Sérgio de F.; RAMOS, Maiara B.; DE ALMEIDA, Gilbevan R. The Role of Mountains as Refugia for Biodiversity in Brazilian Caatinga: Conservationist Implications. **Tropical Conservation Science**, v. 10: p. 1–12, 2017.

LOREAU, Michel; MOUQUET, Nicolas ; HOLT, Robert D, Meta-ecosystems: a theoretical framework for a spatial ecosystem ecology, **Ecology Letters**, v. 6, n. 8, p. 673–679, 2003.

MAPBIOMAS. Pouco mais da metade da Caatinga mantém vegetação nativa, aponta novo factsheet do MapBiomas. 2025.

MELO, Felipe P. L.; ARROYO-RODRÍGUEZ, Víctor; FAHRIG, Lenore; *et al.* On the hope for biodiversity-friendly tropical landscapes. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 28, n. 8, p. 462–468, 2013.

MENEZES, Tatiane; CARMO, Rodrigo; WIRTH, Rainer; LEAL, Inara R.; TABARELLI, Marcelo ; LAURÊNIO, André ; MELO, Felipe P. L. Introduced goats reduce diversity and biomass of herbs in Caatinga dry forest. *Land Degradation & Development*, v. 32, n. 1, p. 79–90, 2021.

NAEEM, Shahid; LOREAU, Michael; INCHAUSTI, Pablo. Biodiversity and ecosystem functioning: the emergence of a synthetic ecological framework. **Biodiversity and ecosystem functioning: synthesis and perspectives**. Oxford University Press, New York, 2002, pp 3–11.

NESS, J. H. *et al.* Ant body size predicts dispersal distance of ant-adapted seeds: Implications of small-ant invasions. **Ecology**, v. 85, n. 5, p. 1244–1250, 2004. .

NESS, J. H.; MORIN, D. F.; GILADI, I. Uncommon specialization in a mutualism between a temperate herbaceous plant guild and an ant: are *Aphaenogaster* ants keystone mutualists?. **Oikos**, v. 118, n. 12, p. 1793–1804, 2009.

NEVES, Frederico; BRAGA, Rodrigo F., DO ESPÍRITO-SANTO, M.M.; DELABIE, Jacques H.C.; FERNANDES, G. Wilson; SANCHEZ-AZOFEIFA, Gerardo A. Diversity of arboreal ants in a Brazilian tropical dry forest: effects of seasonality and successional stage. **Sociobiology** 56, 177–194, 2010.

NÍMER, E. Ensaio de um novo método de classificação climática: contribuição à climatologia intertropical e subtropical, especialmente do Brasil. **Boletim de Geografia Rio de Janeiro**, 1972.

NOVAES, Nelson; RUI ; ADAMS, Cristina. A agricultura de corte e queima: um sistema em transformação. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi Ciências Humanas**, v. 3, n. 2, p. 153–174, 2008.

O'DOWD, Dennis J. & Mark E. HAY. Mutualism between harvester ants and a desert efemeral: seeds escape from rodents. **Ecology** 61: 531-540, 1980.

OLIVEIRA, Fernanda M. P.; ANDERSEN, Alan N.; ARNAN, Xavier; *et al.* Effects of increasing aridity and chronic anthropogenic disturbance on seed dispersal by ants in Brazilian Caatinga. **Journal of Animal Ecology**, v. 88, n. 6, p. 870–880, 2019.

OLIVEIRA, Francisca R *et al.* Rapid recovery of ant-mediated seed dispersal service along secondary succession in a Caatinga dry forest. **Forest Ecology and Management**, v. 554, p. 121670, 2024.

PASSOS, Luciana ; OLIVEIRA, Paulo S. . Interactions between ants, fruits and seeds in a restinga forest in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 19, n. 3, p. 261–270, 2003.

PAULINO, Ulysses; MUNIZ, Patrícia; LUIZ, Alyson; *et al.* Medicinal plants of the caatinga (semi-arid) vegetation of NE Brazil: A quantitative approach. **Journal of Ethnopharmacology**, v. 114, n. 3, p. 325–354, 2007.

PEREIRA, Israel M.; ANDRADE, Leonaldo A.; SAMPAIO, Everardo V. S. B.; *et al.* Use-history Effects on Structure and Flora of Caatinga. **Biotropica**, v. 35, n. 2, p. 154–165, 2003.

PICKETT, S.T., WU, Jianguo, CADENASSO, M.L., . Patch dynamics and the ecology of disturbed ground: a framework for synthesis. **Ecosyst.** Disturbed Ground, 707–722, 1999.

PIZO, Marco A.; OLIVEIRA, Paulo S. Size and lipid content of nonmyrmecochorous diaspores: effects on the interaction with litter-foraging ants in the Atlantic rain forest of Brazil. **Plant Ecology**, v. 157, n. 1, p. 37–52, 2001.

PHILPOTT, Stacy M.; ARENDT, Wayne J.; ARMBRECHT, Inge; *et al.* Biodiversity Loss in Latin American Coffee Landscapes: Review of the Evidence on Ants, Birds, and Trees. **Conservation Biology**, v. 22, n. 5, p. 1093–1105, 2008.

PRESS, N. A. **The Challenge of Feeding the World Sustainably**: Summary of the US-UK Scientific Forum on Sustainable Agriculture. 2021.

RAIMUNDO, Rafael L.G.; GUIMARÃES JR, Paulo R.; ALMEIDA-NETO, Mário; PIZO, Marco A. The influence of fruit morphology and habitat structure on ant-seed interactions: a study with artificial fruits. **Sociobiology** 44:261–270, 2004.

RAMOS, Marcelo A.; MEDEIROS, Patrícia M. ; ALMEIDA, Alyson; FELICIANO, Ana L. P.; & ALBUQUERQUE, Ulysses P. Can wood quality justify local preferences for firewood in an area of caatinga (dryland)20 vegetation? **Biomass and Bioenergy**, 32(6), 503–509, 2008.

REY, Pedro J. *et al.* Spatial Variation in Ant and Rodent Post-Dispersal Predation of Vertebrate-Dispersed Seeds. **Functional Ecology**, v. 16, n. 6, p. 773–781, 2002.

RIBEIRO, Elaine M.S.; ARROYO-RODRÍGUEZ, Víctor; SANTOS, Bráulio A.; *et al.* Chronic anthropogenic disturbance drives the biological impoverishment of the Brazilian Caatinga vegetation. **Journal of Applied Ecology**, v. 52, n. 3, p. 611–620, 2015.

RIBEIRO FILHO, Alexandre A. *et al.* Dynamics of the soil fertility in quilombola shifting cultivation communities of the Atlantic Rainforest, Brazil. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi - Ciências Naturais**, v. 13, n. 1, p. 79–106, 2018.

RICO-GRAY, V. & OLIVEIRA, P. S. The Ecology and Evolution of Ant-Plant Interactions. **Écoscience**, 15(2), pp. 290–291, 2007.

RISSING, Steven W. Indirect effects of granivory by harvester ants: plant species composition and reproductive increase near ant nest. **Oecologia** 68: 231-234, 1986.

RITO, Kátia F.; ARROYO-RODRÍGUEZ, Víctor; QUEIROZ, Rubens T.; *et al.* Precipitation mediates the effect of human disturbance on the Brazilian Caatinga vegetation. **Journal of Ecology**, v. 105, n. 3, p. 828–838, 2016.

RITO, Kátia F., TABARELLI, Marcelo & LEAL, Inara R. Euphorbiaceae responses to chronic anthropogenic disturbances in Caatinga vegetation: from species proliferation to biotic homogenization. **Plant Ecology**, 218(6), 749–759, 2017.

RODRIGUES, Miguel T. Herpetofauna da Caatinga. **Ecologia e Conservação da Caatinga**. Leal I. R. Tabarelli M. Silva J M C. Recife, Universidade Federal de Pernambuco, 2003, pp. 181-236.

SAMPAIO, Everardo V. S. B.; MENEZES, Rômulo S. C., SAMPAIO, Yony; DE FREITAS, Ana D. S. . Sustainable Agricultural Uses in the Caatinga. In: Silva, J.M.C., Leal, I.R., Tabarelli, M. (eds) **Caatinga**. Springer, Cham, 2017, pp 413–428,.

SAMPAIO, Everardo V. S. B. Overview of the Brazilian caatinga. In: SH, B.; HA, M.; E, M. (Eds.). **Seasonally Dry Tropical Forests**. [s.l.] Cambridge University Press, 1995, p. 35–63, .

SANTOS, Adrielle L. O. **Agricultura de corte-e-queima na Caatinga: efeitos sobre os serviços ecológicos promovidos por formigas às plantas**. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal - PPGBV) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2023.

SANTOS, Mauro G. *et al.* Caatinga, the Brazilian dry tropical forest: can it tolerate climate changes? **Theoretical and Experimental Plant Physiology**, [s. l.], v. 26, n. 1, p. 83-99, 2014.

SCHLEUNING, Matthias; NEUSCHULZ, Eike L.; ALBRECHT, Jörg; *et al.* Trait-Based Assessments of Climate-Change Impacts on Interacting Species. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 35, n. 4, p. 319–328, 2020.

SEDDON, Alistair W. *et al.* Sensitivity of global terrestrial ecosystems to climate variability. **Nature**, [s. l.], v. 531, n. 7593, p. 229-232, 2016.

SILVA, Claudionor R. *et al.* Analysis of the phenology dynamics of Brazilian Caatinga species with NDVI time series. **Cerne**, Lavras, v. 24, n. 1, p. 48-58, 2018.

SILVA, José M. C.; BARBOSA, Luis C. F.; LEAL, Inara R., & TABARELLI, Marcelo (). The Caatinga: Understanding the challenges. In **Caatinga: The Largest Tropical Dry Forest Region in South America**, 2017, pp. 3–19.

SILVA, José M. C.; LEAL, Inara R.; TABARELLI, Marcelo. Biodiversity, ecosystems services and sustainable development. In: SILVA, J. M. C.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. (Eds.). **Caatinga: the largest tropical dry forest region in South America**. Cham: Springer International Publishing, 2017. p. 482.

SILVA, Rogério R. & BRANDÃO, Carlos R. F. Formigas (Hymenoptera: Formicidae) como indicadoras da qualidade ambiental e da biodiversidade de outros invertebrados terrestres. **Biotemas**, 12(2): 55-73, 1999.

SINGH, S. P. Chronic disturbance, a principal cause of environmental degradation indeveloping countries. **Environmental Conservation**, v. 25, n. 1, p. 1–2, 1998.

SIRAMI, Clélia; CAPLAT, Paul; POPY, Simon; *et al.* Impacts of global change on species distributions: obstacles and solutions to integrate climate and land use. **Global Ecology and Biogeography**, v. 26, n. 4, p. 385–394, 2016.

SOBRINHO, Mellissa S.; TABARELLI, Marcelo; MACHADO, Isabel C.; *et al.* Land use, fallow period and the recovery of a Caatinga forest. **Biotropica**, v. 48, n. 5, p. 586–597, 2016.

SOUZA, Bartolomeu I.; ARTIGAS, Rafael C.; LIMA, Eduardo R. V. Caatinga e desertificação. **Mercator**, v. 14,n. 1, p. 131-150, 2015.

SULAIMAN, Chindo; ABDUL-RAHIM, A.S. ; MOHD-SHAHWAHID, H.O. ; *et al.* Wood fuel consumption, institutional quality, and forest degradation in sub-Saharan Africa: Evidence from a dynamic panel framework. **Ecological Indicators**, v. 74, p. 414–419, 2017.

STUBLE, Katharine L.; PATTERSON, Courtney M.; RODRIGUEZ-CABAL, Mariano A.; *et al.* Ant-mediated seed dispersal in a warmed world. **PeerJ**, v. 2, p. e286–e286, 2014.

TABARELLI, Marcelo; LEAL, Inara R.; SCARANO, Fábio R.; SILVA, J. Caatinga: legado, trajetória e desafios rumo à sustentabilidade. **Ciência e cultura**, v. 70, n. 4, p. 25-29, 2018.

TABARELLI, Marcelo; SILVA, José M. C. Áreas e Ações Prioritárias Para a Conservação da Caatinga. In: LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. da. **Ecologia e conservação da caatinga**. Recife: Ed. Universitária da UFPE, 2003. 822 p.

TSCHARNTKE, Teja *et al.* Landscape moderation of biodiversity patterns and processes: eight hypotheses. **Biological Reviews**, v. 87, n. 3, p. 661–685, 2012.

UCHÔA, Lucas R.; DELFIM, Fagner R.; MESQUITA, Daniel O.; *et al.* Lizards (Reptilia: Squamata) from the Caatinga, northeastern Brazil: Detailed and updated overview. **Vertebrate Zoology**, v. 72, p. 599–659, 2022.

VIEIRA, Ligia A. F.; TABARELLI, Marcelo; SOUZA, Gustavo; QUEIROZ, Rubens T. & SANTOS, Bráulio A. Divergent herb communities in drier and chronically disturbed areas of the Brazilian Caatinga. **Perspectives in Ecology and Conservation**, 20(2), 132–140, 2022.

VOSTI, Stephen A. & WITCOVER, Julie. Slash-and-burn agriculture — household perspectives. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, 58(1), 23–38, 1996.