



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIA FLORESTAL
CURSO DE GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA FLORESTAL

SARAH AYLANA DE LIMA ALMEIDA

**DINÂMICA DE FLORESTA SECA MONODOMINANTE DE *Cenostigma*
bracteosum (TUL.) GAGNON & G. P. LEWIS NO SERTÃO PERNAMBUCANO**

RECIFE – PE

2025

SARAH AYLANA DE LIMA ALMEIDA

**DINÂMICA DE FLORESTA SECA MONODOMINANTE DE *Cenostigma
bracteosum* (TUL.) GAGNON & G. P. LEWIS NO SERTÃO PERNAMBUCANO**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado à Coordenação do Curso de Engenharia Florestal da Universidade Federal Rural de Pernambuco, como parte das exigências para obtenção do título de Bacharel em Engenharia Florestal.

Orientador: Prof. Dr. Rinaldo Luiz Caraciolo Ferreira

Coorientadora: MSc. Maria Beatriz Ferreira

RECIFE – PE

2025

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Sistema Integrado de Bibliotecas da UFRPE
Bibliotecário(a): Lorena Teles – CRB-4 1774

A447& Almeida, Sarah Aylana de Lima.
Dinâmica de floresta seca monodominante de
Cenostigma bracteosum (Tul.) Gagnon G. P. Lewis
no Sertão pernambucano / Sarah Aylana de Lima
Almeida. - Recife, 2025.
59 f.; il.

Orientador(a): Rinaldo Luiz Caraciolo Ferreira.
Co-orientador(a): Maria Beatriz Ferreira.

Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) –
Universidade Federal Rural de Pernambuco,
Bacharelado em Engenharia Florestal, Recife, BR-
PE, 2025.

Inclui referências.

1. Plantas da caatinga . 2. Comunidades
vegetais . 3. Ecologia florestal. 4. Florestas -
Manejo I. Ferreira, Rinaldo Luiz Caraciolo, orient.
II. Ferreira, Maria Beatriz, coorient. III. Título

CDD 634.9

SARAH AYLANA DE LIMA ALMEIDA

**DINÂMICA DE FLORESTA SECA MONODOMINANTE DE *Cenostigma
bracteosum* (TUL.) GAGNON & G. P. LEWIS NO SERTÃO PERNAMBUCANO**

Aprovada em: 13 de março de 2025

BANCA EXAMINADORA

Profa. Dra. Ana Paula Donicht Fernandes
Universidade Federal Rural de Pernambuco – UFRPE

MSc. Alex Nascimento de Sousa
Universidade Federal Rural de Pernambuco – UFRPE

Prof. Dr. Rinaldo Luiz Caraciolo Ferreira
Universidade Federal Rural de Pernambuco – UFRPE

RECIFE – PE

2025

Ao meu pai Nézio Almeida (*in memoriam*),

Por tudo de bom que me fez e deixou, e por ter sido um dos maiores amantes do Bioma Caatinga que já conheci.

Dedico.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, por Sua infinita bondade, Sua proteção e cuidado diários, por ter me permitido chegar até o final de mais um ciclo em minha vida. Agradeço a Ele por ter me dado forças e sabedoria para passar por cada etapa deste ciclo, sem me deixar desistir, e agradeço, principalmente, por Ele ter me dado resiliência para conseguir atingir meus objetivos mesmo diante das circunstâncias que a vida me colocou, e por todos os dias me lembrar de que eu nunca estive, e nunca estarei sozinha.

Em segundo lugar, agradeço à minha melhor amiga e mãe, Verônica, por sempre estar ao meu lado nos momentos bons e ruins, por sempre me apoiar em todas as minhas decisões, por sempre me incentivar a correr atrás dos meus sonhos, por me dar forças para continuar seguindo em frente, por ser um refúgio em momentos de aflição, e por sempre “estar lá” quando eu preciso.

Agradeço aos meus familiares, em especial meu tio Márcio e sua esposa Mariana, minha tia Valéria, e meus primos Rafael, Manuela e Malu (a caçulinha), por diversas vezes terem me propiciado momentos de leveza ao longo desses anos.

Também sou grata ao meu orientador, Prof. Dr. Rinaldo Ferreira, pelo voto de confiança dado a mim, mesmo sem me conhecer pessoalmente no início, por todas as orientações dadas ao longo desses anos, tanto na vida acadêmica quanto na pessoal, por ter me dado a oportunidade de me desenvolver profissionalmente e, principalmente, por sempre ter acreditado em mim e no meu potencial (até mais do que eu mesma).

Agradeço aos meus amigos Camila, Maurício e Thays, pela amizade verdadeira ao longo desses anos de graduação, pela parceria nas atividades da faculdade, pelas horas de estudo compartilhadas, pelos momentos descontraídos durante essa jornada e, por diversas vezes, terem me ajudado em momentos de aflição e “surtos”. Vocês são presentes que a UFRPE me deu, dos quais jamais me esquecerei.

Também agradeço aos demais colegas de turma, os quais tive o prazer de conviver durante esses anos (Eliene, Emanuel, Júlia, Maria Beatriz, Ivany e Marcelo), obrigada pelos momentos descontraídos, pela parceria nas atividades acadêmicas e pela amizade de vocês.

Agradeço ao Laboratório de Manejo de Florestas Naturais (LABMFN), por ter fornecido os dados para a realização do presente trabalho e de outros, e aos seus membros, em especial a minha coorientadora Maria Beatriz, por diversas vezes ter me cedido parte do seu tempo, por ter estado disposta e ter feito o melhor possível para me ajudar na escrita de vários trabalhos científicos (incluindo este), pelas orientações e dicas profissionais dadas que

me ajudaram a evoluir, e por sua amizade; e a Alex e Ricardo, por suas amizades, por todos os conselhos dados a mim tanto para a vida profissional quando a pessoal, por estarem sempre dispostos a ajudar a todos ao seu redor e por terem me ensinado tanto.

Também sou grata ao PET Engenharia Florestal e ao Prof. Dr. Marcelo Nogueira, por todos esses anos de parceria, por ter me dado a oportunidade de melhorar um pouco algumas habilidades profissionais (especialmente a comunicação), por todos os aprendizados e por todos momentos descontraídos que ajudaram a deixar as etapas da graduação mais leves.

Agradeço a todos os docentes que compõem o Departamento de Ciência Florestal (DCFL) e os que não compõem também, por todos os conhecimentos compartilhados durante a graduação e pelos conselhos e dicas dadas para uma melhor formação profissional.

Por fim, agradeço à Sarah criança, por lá atrás não ter desistido, por nunca ter deixado de desejar uma vida melhor e nunca ter deixado de sonhar (até aqueles sonhos mais “loucos”). Sei o quanto ela está orgulhosa de tudo isso agora.

A todos que, direta ou indiretamente, contribuíram para a minha chegada até aqui, o meu **MUITO OBRIGADA!**

RESUMO

Cenostigma bracteosum (Tul.) E. Gagnon & G. P. Lewis é uma espécie que normalmente se destaca em ambientes de Caatinga. Entretanto, em algumas pesquisas desenvolvidas no sertão pernambucano, foi constatada uma elevada dominância da espécie, o que a fez ser caracterizada como monodominante. Considerando que as razões que levam uma espécie a atingir a condição de monodominância em uma floresta ainda não são totalmente compreendidas, os estudos sobre dinâmica florestal são importantes nesse sentido, pois auxiliam na avaliação das mudanças temporais e na compreensão de mecanismos ecológicos. Diante disso, objetivou-se com o presente trabalho analisar a dinâmica estrutural de uma floresta tropical seca monodominante de *Cenostigma bracteosum* no semiárido pernambucano em três anos distintos: 2011, 2017, e 2023. Os dados foram coletados em uma área de Caatinga com aproximadamente 50 ha, Floresta-PE. O local vem sendo monitorado desde o ano de 2008, por meio de 40 parcelas permanentes de 400 m². Foram mensurados e identificados botanicamente todos os indivíduos arbustivo-arbóreos com circunferência a 1,30 m do solo ($C \geq 6$ cm). A partir das medições, estimou-se os parâmetros fitossociológicos (densidade, frequência e dominância) em valores absolutos e relativos, além do valor de importância (VI) e do índice de diversidade de Shannon (H'). Posteriormente, fez-se a estimativa da distribuição diamétrica da *C. bracteosum* e das cinco espécies com o maior número de indivíduos na comunidade, da distribuição espacial por meio do índice de Morisita (IM_i), e da biomassa acima do solo. Houve uma redução de aproximadamente 37,9% no número de indivíduos amostrados na área entre 2011 e 2017, a qual foi superior à registrada entre 2017 e 2023 (4,49%), devido à ocorrência de uma estiagem prolongada na área de estudo. As famílias Fabaceae, Euphorbiaceae e Anacardiaceae foram as mais representativas em número de espécies e indivíduos nas três ocasiões de monitoramento. A *C. bracteosum* se destacou em todos os parâmetros fitossociológicos, obtendo, portanto, o maior VI. O valor de H' revelou uma baixa diversidade florística, que foi associado à alta concentração de indivíduos em um baixo número de espécies. A análise da distribuição diamétrica revelou que a *C. bracteosum* ditou o comportamento da vegetação como um todo, sendo este um reflexo de sua monodominância. O fragmento apresentou estrutura semelhante à outras áreas de Caatinga, com maior proporção de espécies com distribuição agregada, onde a *C. bracteosum* foi responsável pelo maior nível de agregação. *C. bracteosum* representou mais de 50% da biomassa total da comunidade amostrada após o período da ocorrência da estiagem (a partir de 2017). Os resultados sugerem que os fatores ambientais locais e as características adaptativas da *C. bracteosum* favoreceram a monodominância da espécie na área de estudo. Assim, recomenda-se a continuidade deste monitoramento para planejar estratégias de conservação que promovam uma maior diversidade e estabilidade do ecossistema, além da realização de estudos mais aprofundados que visem à melhor compreensão dos mecanismos envolvidos na monodominância da *C. bracteosum*, com o intuito de contribuir com informações que, futuramente, possam explicar as causas desse fenômeno nas florestas naturais.

Palavras-chave: Catingueira; comunidades vegetais; monodominância de espécies; ecologia florestal; manejo florestal

ABSTRACT

Cenostigma bracteosum (Tul.) E. Gagnon & G. P. Lewis is a species that typically stands out in Caatinga environments. However, some studies conducted in the backlands of Pernambuco have found a high dominance of this species, leading it to be characterized as monodominant. Considering that the reasons why a species reaches monodominance in a forest are still not fully understood, studies on forest dynamics are important, as they help assess temporal changes and understand ecological mechanisms. Given this, the present study aimed to analyze the structural dynamics of a monodominant dry tropical forest of *Cenostigma bracteosum* in the semi-arid region of Pernambuco in three distinct years: 2011, 2017, and 2023. Data were collected in a Caatinga area of approximately 50 ha, in Floresta-PE. The site has been monitored since 2008 through 40 permanent plots of 400 m² each. All shrub-tree individuals with a circumference at 1.30 m above ground ($C \geq 6$ cm) were measured and botanically identified. Based on the measurements, phytosociological parameters (density, frequency, and dominance) were estimated in absolute and relative values, along with the importance value (IV) and the Shannon diversity index (H'). Subsequently, the diameter distribution of *C. bracteosum* and the five species with the highest number of individuals in the community was estimated, as well as spatial distribution using the Morisita index (IM_i) and aboveground biomass. There was a reduction of approximately 37.9% in the number of sampled individuals in the area between 2011 and 2017, which was greater than that recorded between 2017 and 2023 (4.49%) due to a prolonged drought in the study area. The families Fabaceae, Euphorbiaceae, and Anacardiaceae were the most representative in terms of species and individual counts across all three monitoring periods. *C. bracteosum* stood out in all phytosociological parameters, obtaining the highest IV. The H' value revealed low floristic diversity, which was associated with a high concentration of individuals in a small number of species. The diameter distribution analysis revealed that *C. bracteosum* dictated the overall vegetation pattern, reflecting its monodominance. The fragment presented a structure similar to other Caatinga areas, with a higher proportion of species showing aggregated distribution, where *C. bracteosum* was responsible for the highest level of aggregation. *C. bracteosum* represented more than 50% of the total community biomass sampled after the drought period (from 2017 onwards). The results suggest that local environmental factors and the adaptive characteristics of *C. bracteosum* favored the species' monodominance in the study area. Therefore, continued monitoring is recommended to plan conservation strategies that promote greater diversity and ecosystem stability, in addition to conducting more in-depth studies aimed at better understanding the mechanisms involved in the monodominance of *C. bracteosum*, with the goal of providing information that may eventually explain the causes of this phenomenon in natural forests.

Keywords: Catingueira; plant communities; species monodominance; forest ecology; forest management

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Distribuição das zonas ecológicas globais, incluindo as florestas tropicais secas. 3
- Figura 2.** Indivíduo de *Cenostigma bracteosum* (Tul.) Gagnon & G. P. Lewis, Floresta – PE..... 7
- Figura 3.** Caracterização morfológica da *Cenostigma bracteosum*, com destaque para o tronco (A), folhas (B), flor (C) e frutos (D) 8
- Figura 4.** Localização e caracterização da área de estudo..... 11
- Figura 5.** Registros do fragmento de floresta tropical seca estudado, Floresta – PE..... 11
- Figura 6.** Valor de Importância (VI) em ordem crescente para as dez principais espécies encontradas em um fragmento florestal nos anos de 2011 (A), 2017 (B) e 2023 (C), Floresta – PE..... 23
- Figura 7.** Estrutura diamétrica dos indivíduos arbustivo-arbóreos amostrados no fragmento de floresta seca estudado, nos anos de 2011, 2017 e 2023, Floresta – PE..... 26
- Figura 8.** Estrutura diamétrica dos indivíduos da *Cenostigma bracteosum* (A), *Mimosa ophthalmocentra* (B), *Astronium urundeuva* (C), *Aspidosperma pyriformium* (D), *Cnidoscolus quercifolius* (E) e *Anadenanthera colubrina* (F) nos anos de 2011, 2017 e 2023, no fragmento de floresta seca estudado, Floresta – PE..... 28
- Figura 9.** Biomassa acima do solo da *Cenostigma bracteosum* (Tul.) E. Gagnon & G.P. Lewis e da comunidade em um fragmento de floresta seca, Floresta – PE..... 33

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Composição florística com número de indivíduos de um fragmento de floresta seca monodominante de <i>Cenostigma bracteosum</i> , Floresta – PE.....	16
Tabela 2. – Estrutura horizontal de fragmento de floresta seca nos anos de 2011, 2017 e 2023, Floresta – PE.....	20
Tabela 3. Classificação do padrão de distribuição espacial das espécies encontradas em um fragmento de floresta seca nos anos de 2011, 2017 e 2023, de acordo com o Índice de Morisita (IMi), Floresta – PE.....	31

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS	2
2.1. Objetivo Geral.....	2
2.2. Objetivos Específicos	2
3. REVISÃO DE LITERATURA	3
3.1. Florestas tropicais secas.....	3
3.2. Florestas monodominantes	5
3.3. <i>Cenostigma bracteosum</i> (Tul.) Gagnon & G. P. Lewis	6
3.4. Dinâmica florestal	9
4. MATERIAL E MÉTODOS	10
4.1. Caracterização da área de estudo	10
4.2. Coleta dos dados	12
4.3. Análise dos dados.....	13
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	15
5.1. Composição florística	15
5.2. Estrutura horizontal	19
5.3. Distribuição diamétrica	26
5.4. Distribuição espacial	30
5.5. Biomassa acima do solo	32
6. CONCLUSÕES	34
REFERÊNCIAS	35

1. INTRODUÇÃO

As florestas tropicais secas são formações que em geral se desenvolvem em regiões de clima quente e seco, e são caracterizadas pela alta variabilidade no regime de chuvas e intensos meses de estiagem (Campo; Merino, 2016; Allen *et al.*, 2017). No Brasil, como exemplo de floresta tropical seca destaca-se o domínio fitogeográfico da Caatinga, que ocupa uma área de aproximadamente 800.000 km², equivalente a cerca 10,1% do território nacional, ocorrendo em quase totalidade na região semiárida do nordeste do Brasil (Lima; Coelho, 2018; IBGE, 2019).

O Bioma Caatinga é conhecido por apresentar uma grande diversidade de paisagens e tipos de vegetação, relacionados às variações edafoclimáticas e ações antrópicas que influenciam diretamente na distribuição, riqueza e diversidade das espécies vegetais, sendo composto em sua maioria por espécies consideradas endêmicas (Araújo Filho, 2013; Tabarelli *et al.*, 2018). Tais espécies apresentam adaptações às condições de déficit hídrico que são comuns na região, como a caducifolia e a presença de espinhos e acúleos, além de estratégias de regeneração por meio da rebrota de cepas, formando múltiplos fustes quando submetida a perturbações severas (Araújo Filho, 2013; Ferraz *et al.*, 2014; Souza *et al.*, 2017).

Dentre as espécies que ocorrem nesse bioma, tem-se a *Cenostigma bracteosum* (Tul.) E. Gagnon & G. P. Lewis, pertencente à família Fabaceae, popularmente conhecida como catingueira. Trata-se de uma espécie endêmica do Brasil, que possui múltiplos usos, sendo uma potencial fornecedora de produtos florestais madeireiros e não madeireiros, que atende à demanda por fonte energética (lenha ou carvão), possuindo uma grande relevância para as comunidades locais, além de apresentar uma alta importância ecológica (Crispin-De La Cruz, 2024).

C. bracteosum é uma espécie que normalmente se destaca na Caatinga, por se comportar como uma excelente colonizadora (Melo *et al.*, 2019). No entanto, em pesquisas desenvolvidas no semiárido pernambucano, mais precisamente no sertão de Itaparica, foi constatada uma elevada dominância da *C. bracteosum* em relação às demais espécies (Ferraz *et al.*, 2014; Lima *et al.*, 2018; Costa Júnior *et al.*, 2022; Salami *et al.*, 2023; Almeida *et al.*, 2024). Considerando que em outros ambientes de caatinga, alguns estudos não mostraram a *C. bracteosum* como dominante, e em caso positivo, a dominância não foi discrepante (Alves *et al.*, 2017; Lima *et al.*, 2019; Santos *et al.*, 2020; Rebouças Filho *et al.*, 2021; Dutra Júnior

et al., 2022), pôde-se afirmar que, na região supracitada, a espécie atingiu a condição de monodominância.

Uma espécie é considerada monodominante quando esta é responsável por mais de 50% do número de indivíduos de uma comunidade (Hart *et al.*, 1989), que nesse caso, é chamada de floresta monodominante (Ter Steege *et al.*, 2019). Vários fatores já foram sugeridos para explicar como uma espécie atinge o grau de monodominância em uma floresta, no entanto, as causas dessa condição ainda não são totalmente compreendidas, tendo em vista que as florestas monodominantes não estão distribuídas de forma regular em todas as regiões tropicais, esperando-se que as características que conduzem uma espécie à monodominância não sejam as mesmas em todas as florestas e que, provavelmente, novas características poderão surgir à medida que as pesquisas neste tipo de floresta aumentem (Marimon, 2005; Santos, 2012; Ter Steege *et al.*, 2019).

Nesse sentido, os estudos relacionados à dinâmica de uma vegetação são importantes para a caracterização das florestas, pois permitem avaliar as mudanças em função do tempo, auxiliando no planejamento de estratégias para alcançar o manejo adequado das mesmas, e também para compreender mecanismos ecológicos de longo prazo (Lucena, 2019; Darro *et al.*, 2020). Apesar da existência de várias pesquisas voltadas à dinâmica e estrutura de florestas naturais, ainda são escassos os estudos quando se leva em consideração a monodominância de uma espécie em uma comunidade, e em área de Caatinga, esses estudos ainda são incipientes.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo Geral

Analisar a dinâmica estrutural de uma floresta tropical seca monodominante de *Cenostigma bracteosum* no semiárido pernambucano em três anos distintos: 2011, 2017, e 2023.

2.2. Objetivos Específicos

- Avaliar as mudanças ocorridas na composição florística e na estrutura fitossociológica do fragmento entre os anos de 2011, 2017 e 2023;
- Avaliar a estrutura diamétrica e a distribuição espacial da *C. bracteosum* nos anos de 2011, 2017 e 2023;

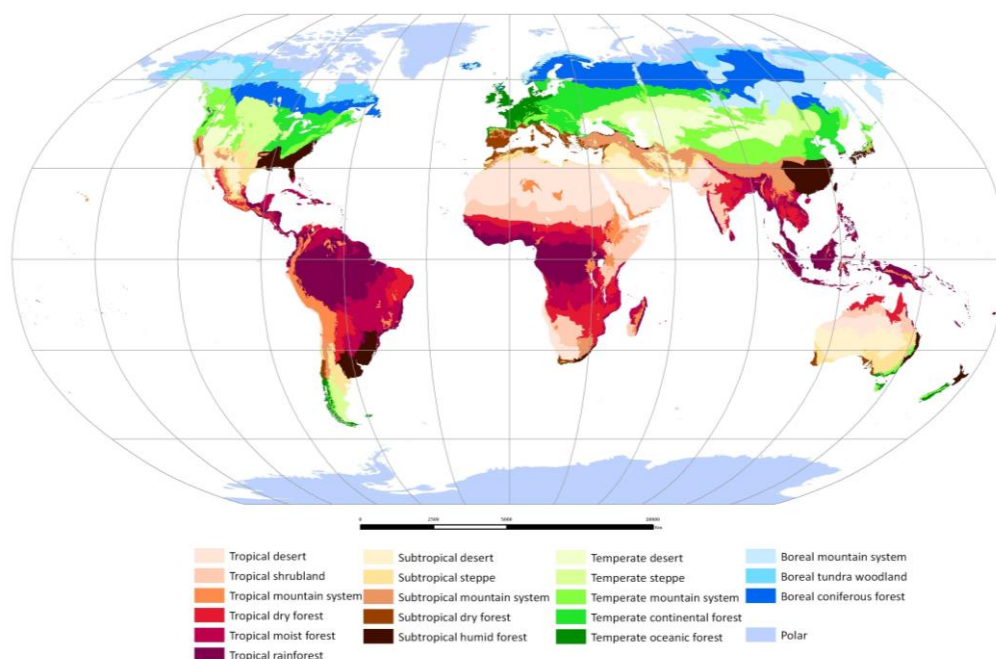
- Estimar a biomassa acima do solo da *C. bracteosum* nos anos de 2011, 2017 e 2023.

3. REVISÃO DE LITERATURA

3.1. Florestas tropicais secas

As florestas tropicais secas (FTS) são formações que ocorrem em regiões que geralmente apresentam uma alta variabilidade climática, com baixos níveis de precipitação pluviométrica e estação seca que pode durar seis meses ou mais (Sunderland *et al.*, 2015; Allen *et al.*, 2017; Pennington *et al.*, 2018). As FTS abrangem desde extensas regiões na África, até grandes áreas do continente asiático e da América Latina (Figura 1), correspondendo a cerca de 42% das florestas tropicais do mundo (Miles *et al.*, 2006; Ferreira *et al.*, 2024)

Figura 1 – Distribuição das zonas ecológicas globais, incluindo as florestas tropicais secas



Fonte: FAO (2010).

Na América Latina, a região que abrange a Caatinga, no Brasil, é uma das maiores formações de floresta tropical seca existentes, correspondendo a cerca de 31% da área total das FTS presentes na região Neotropical, além de se destacar como uma área que possui distribuição contígua (Miles *et al.*, 2006; Queiroz *et al.*, 2017; Dexter *et al.*, 2018). Esse

ecossistema é limitado ao norte pelo Oceano Atlântico, em seus limites leste e sudeste pelo domínio fitogeográfico da Mata Atlântica, e pelo Cerrado em seus limites oeste e sudoeste, sendo o principal domínio fitogeográfico do nordeste brasileiro, composto por diferentes tipos de ambientes, incluindo extensas superfícies planas, que podem atingir 500 m de altitude (Moro *et al.*, 2016; Crispin-De La Cruz, 2024).

As FTS são caracterizadas por possuir elevados níveis de endemismo de espécies, além de uma alta heterogeneidade na composição química do solo e na fisiologia das plantas, sendo dominadas por espécies que apresentam características associadas principalmente à prevenção e/ou resistência ao déficit hídrico, como deciduidade e madeiras de alta densidade (Powers *et al.*, 2015; Banda *et al.*, 2016; Prado Júnior *et al.*, 2016). Somado a isso, Pennington *et al.* (2009) destacaram que nessas áreas, a presença de espécies suculentas e com espinhos também é um cenário bastante comum, além da dominância de indivíduos arbóreos dotados de copa com formação contínua.

Apesar dessa grande diversidade, as FTS são consideradas um dos ecossistemas mais ameaçados, por serem intrinsecamente ligadas à sobrevivência de milhões de pessoas no planeta (Miles *et al.*, 2006; Siyum, 2020). Nessas regiões, as atividades madeireiras costumam ser mais intensas, devido à grande demanda de energia para fins industriais e residenciais, além de atividades agropecuárias, como a conversão de terras em pastagens para gado e o cultivo intensivo de culturas agrícolas (Banda *et al.*, 2016; Barreto *et al.*, 2020).

Essas práticas, em sua maioria, são realizadas sem o devido planejamento adequado que, aliadas ao clima seco, estão acarretando na degradação dos solos e, por consequência, na desertificação de áreas, um problema que mais tem ameaçado as FTS (Silva; Silva, 2015; Costa *et al.*, 2016; Lucas *et al.*, 2021). Esses fatos, em conjunto com a elevada densidade populacional associada a essas áreas, já geraram um amplo impacto e destruição do ecossistema, onde as FTS presentes na América Latina foram uma das regiões mais afetadas (Pennington *et al.*, 2018).

Além das perturbações antrópicas, há muitos anos, as FTS vêm sendo destacadas como um dos ecossistemas mais vulneráveis aos efeitos das futuras mudanças climáticas (Wletzin *et al.*, 2003; Miles *et al.*, 2006; Collevatti *et al.*, 2013; Rito *et al.*, 2016; Marengo *et al.*, 2017; Aragão *et al.*, 2022). Segundo Stan e Sanchez-Azofeifa (2019), as mudanças climáticas já estão impactando significativamente os biomas de um modo geral, com elevadas variações na temperatura e precipitação, influenciando diretamente a fenologia, as

taxas e tempos de floração, fotossíntese, uso da água e o transporte de nutrientes, o que está dificultando a recuperação desses ambientes.

A resiliência dos ecossistemas em regiões tropicais secas depende de técnicas de conservação da vegetação e gestão da terra, mas os esforços de preservação são limitados e com alto grau de incerteza devido à presença de comunidades que incluem pessoas em situação de pobreza extrema, que dependem exclusivamente dos recursos das FTS para sobreviverem, como água, alimentos, medicamentos, materiais de construção e combustível (Pennington *et al.*, 2018; Andrade *et al.*, 2020; Medina-García *et al.*, 2020). Portanto, se faz urgente a melhoria da restauração e conservação nessas regiões, visando possibilitar a garantia de um futuro sustentável para sua rica biodiversidade, e também atender as necessidades das suas populações humanas mais vulneráveis (Pennington *et al.*, 2018).

Além das iniciativas insuficientes, Stan e Sanchez-Azofeifa (2019) destacaram que geralmente, as técnicas de conservação adotadas não consideram a alteração florestal diante das mudanças climáticas. Sendo assim, com um futuro incerto no que diz respeito aos regimes de temperatura e precipitação em um ecossistema altamente fragmentado e povoado, a compreensão da relação entre as FTS e as variáveis climáticas nos dias atuais e no futuro é essencial, para que seja possível avaliar o potencial de resiliência dessas florestas de forma mais concreta futuramente (Stan; Sanchez-Azofeifa, 2019).

3.2. Florestas monodominantes

As florestas tropicais são conhecidas por se tratarem de sistemas complexos, que possuem uma alta diversidade florística, e apresentam importantes diferenças em suas comunidades ao longo das regiões que se encontram distribuídas (Kearsley *et al.*, 2017; Ter Steege *et al.*, 2019). Dentre essas diferenças, Ter Steege *et al.* (2019) destacaram que algumas florestas tropicais podem apresentar manchas dominadas por uma única espécie arbórea, as quais são chamadas de florestas monodominantes.

O termo “monodominante” foi difundido por Hart *et al.* (1989), que passou a ser utilizado para descrever as florestas que vierem a apresentar mais de 50% do número de indivíduos de uma comunidade pertencentes a uma única espécie. Além do número de indivíduos, Connel e Lowman (1989) discutiram a utilização da área basal, da biomassa ou da cobertura do dossel como medidas de dominância para esse tipo de floresta.

A presença de florestas monodominantes já foi relatada em diferentes regiões do planeta, como na África (Green; Newberry, 2001; Maisels, 2004; Tovar *et al.*, 2019), e no

continente americano (Henkel, 2003), incluindo algumas áreas envolvendo os Biomas Mata Atlântica, Amazônia e Pantanal, no Brasil (Arieira; Cunha, 2006; Oliveira *et al.*, 2014; Battirola *et al.*, 2017; Marimon-Júnior *et al.*, 2019). Tratam-se de formações florestais consideradas raras, que possuem baixa diversidade florística e uma alta dominância de uma única espécie florestal, que geralmente se encontram adjacentes a florestas com alta diversidade e riqueza (florestas mistas), sob condições ambientais semelhantes (Hart, 1990; Santos, 2012; Marimon-Júnior *et al.*, 2019).

Vários mecanismos já foram sugeridos para explicar como uma espécie arbórea se torna apta a atingir o nível de monodominância em uma floresta, no entanto, as causas desta condição atípica ainda não são totalmente compreendidas, sendo, portanto, uma temática muito discutida no meio científico (Santos, 2012; Ter Steege *et al.*, 2019). Dentre os fatores que já foram citados como possíveis causadores da monodominância de uma espécie, tem-se: a formação de um banco de plântulas persistente, a liberação de elementos tóxicos durante a decomposição da serapilheira, tolerância ao sombreamento, associação simbiótica com ectomicorrizas, condições edáficas, além da ação conjunta de diversos fatores ecológicos (Torti *et al.*, 2001; Villela; Proctor, 2002; Peh *et al.*, 2011; Marimon *et al.*, 2012; Nascimento *et al.*, 2017).

Somado aos mecanismos citados anteriormente, alguns estudos vêm testando hipóteses de que fatores como o histórico de baixa perturbação externa por longos períodos e a relação água-solo-planta também podem influenciar na condução de uma espécie à monodominância em uma comunidade (Arieira; Cunha, 2006; Tovar *et al.*, 2019; Marimon-Júnior *et al.*, 2019), reforçando a afirmação feita por Marimon *et al.* (2012), de que a identificação mais precisa das causas e consequências desse fenômeno ainda é considerado um desafio. Portanto, o desenvolvimento de mais pesquisas voltadas a florestas monodominantes é essencial, considerando que as características que conduzem à monodominância não são as mesmas em todas as florestas, além do possível surgimento de novas características com o passar do tempo (Marimon, 2005).

3.3. *Cenostigma bracteosum* (Tul.) Gagnon & G. P. Lewis

Cenostigma bracteosum (Tul.) Gagnon & G. P. Lewis, antes conhecida cientificamente como *Caesalpinia bracteosa* Tul., e, posteriormente, como *Poincianella bracteosa* (Tul.) L. P. Queiroz, é uma espécie pertencente à família botânica Fabaceae, sendo popularmente chamada de catingueira ou pau-de-rato, devido ao odor desagradável de suas

folhas quando verdes (Maia, 2004; Reflora do Brasil, 2020). Segundo Queiroz (2012), a identificação correta da espécie é considerada um problema, devido à existência de três espécies que são popularmente conhecidas como catingueira, sendo elas: *Cenostigma bracteosum*, *C. pyramidale* (Tul.) Gagnon & G. P. Lewis e *C. nordestinum* Gagnon & G. P. Lewis, as quais são diferenciadas apenas por caracteres reprodutivos.

C. bracteosum é caracterizada por possuir um comportamento pioneiro, com uma grande produção de sementes e rápido crescimento, podendo ser utilizada na recuperação de áreas degradadas e em projetos paisagísticos (Maia-Silva *et al.*, 2012; Santos, 2021). A espécie pode apresentar-se na forma de arbusto ou árvore (Figura 2), podendo atingir cerca de 10 m de altura (Reflora do Brasil, 2020; Sá Filho, 2022).

Figura 2 – Indivíduo de *Cenostigma bracteosum* (Tul.) Gagnon & G. P. Lewis, Floresta – PE

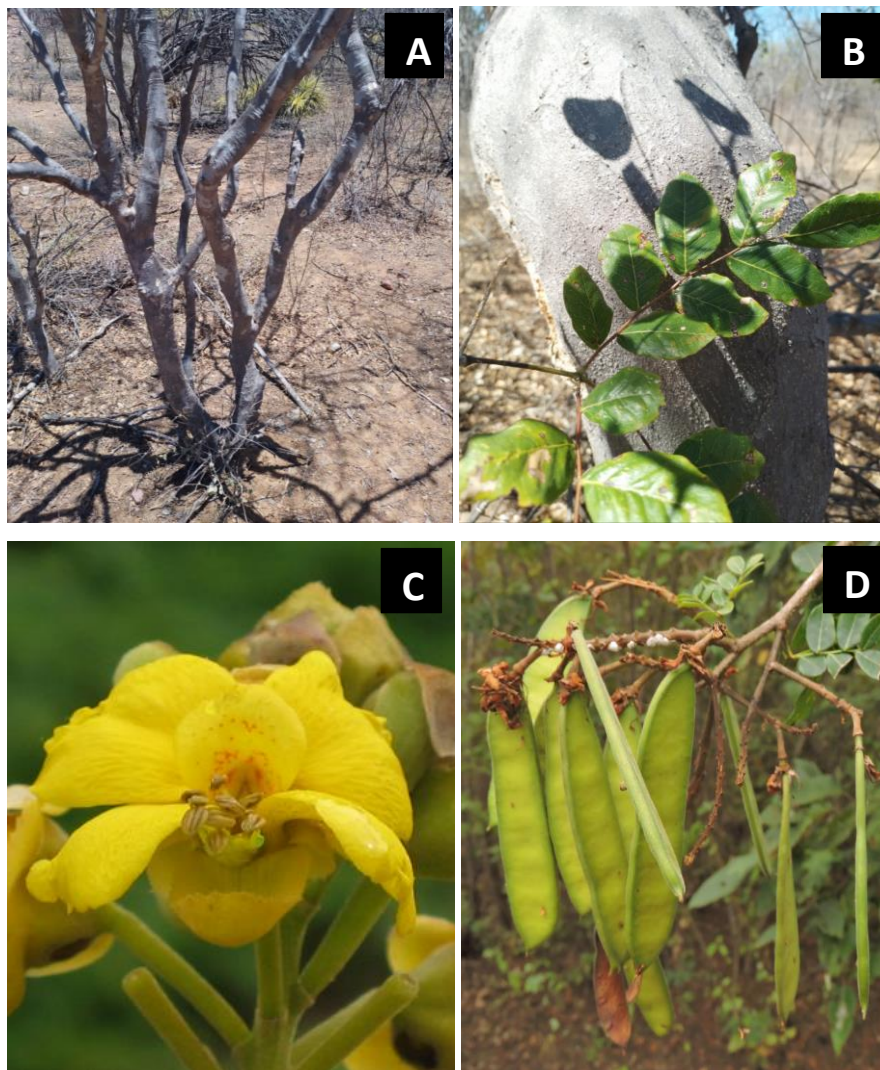


Fonte: A autora (2023).

C. bracteosum apresenta tronco de coloração acinzentada (Figura 3A), com descamação em placas. Suas folhas são compostas bipinadas e alternas, com 5-13 folíolos, podendo estes ser alternos ou opostos (Queiroz, 2012; Reflora do Brasil, 2020) (Figura 3B). Suas flores são reunidas em inflorescências terminais, onde cada flor apresenta um leve odor adocicado e são compostas por cinco pétalas amarelas, sendo uma das pétalas localizada no centro com pontuações avermelhadas (Figura 3C), a qual serve como guia de néctar para facilitar a polinização da espécie por insetos (Maia-Silva *et al.*, 2012; Queiroz, 2012). O

período de floração ocorre durante a estação chuvosa e os frutos são do tipo legume seco deiscente (Figura 3D), sendo este linear, plano e polispérmico (Maia-Silva *et al.*, 2012; Queiroz, 2012).

Figura 3 – Caracterização morfológica da *Cenostigma bracteosum*, com destaque para o tronco (A), folhas (B), flor (C) e frutos (D)



Fonte: A autora (2023); Reflora do Brasil (2020); Queiroz (2012).

Trata-se de uma espécie endêmica do Brasil, que se encontra distribuída naturalmente nas regiões de ocorrência dos domínios fitogeográficos da Caatinga e Cerrado, nas formações vegetais caatinga *Stricto sensu*, cerrado *Lato sensu*, carrasco e floresta estacional decidual (Reflora do Brasil, 2020). *C. bracteosum* possui ocorrência confirmada nas regiões Centro-oeste, Norte e Nordeste do país, onde nesta última é encontrada de forma mais abundante (Reflora do Brasil, 2020).

No Bioma Caatinga, *C. bracteosum* é considerada uma das espécies mais exploradas devido aos seus múltiplos usos, sendo bastante utilizada na geração de energia para uso doméstico por meio de lenha e carvão vegetal, na alimentação de animais ruminantes, em construções rurais e na produção de combustíveis (Ferraz *et al.*, 2012; Vasconcelos *et al.*, 2020). Alguns estudos também vêm destacando a *C. bracteosum* como uma espécie de elevado potencial medicinal (Couto *et al.*, 2019; Passos *et al.*, 2019; Freire *et al.*, 2020; Pereira *et al.*, 2020), onde suas folhas e cascas são usadas no tratamento de doenças como diarreia, infecções renais e respiratórias, hipertensão, cólicas intestinais e indigestão (Monteiro *et al.*, 2014; Castro *et al.*, 2016), suas flores também são empregadas no tratamento de prisão de ventre e inflamação da próstata (Oliveira *et al.*, 2010), além de seus frutos, que são bastante aproveitados para o tratamento de gastrite (Baptistel *et al.*, 2014).

Do ponto de vista ecológico, *C. bracteosum* é considerada uma espécie colonizadora, se destacando em ambientes de caatinga (Melo *et al.*, 2019). Isso se deve principalmente a características que contribuem para o bom desempenho da espécie nessas regiões, como a baixa utilização de recursos e a presença de folhas de tamanho reduzido, que permitem uma maior economia hídrica e regulação de temperatura (Ferreira *et al.*, 2015; Gei *et al.*, 2018) além de estratégias de adaptação ao déficit hídrico, como a produção de numerosos fustes (Melo, 2016) e a deciduidade durante o período seco. Assim, diante dos potenciais ecológicos e de uso da *C. bracteosum*, a espécie pode ser considerada como uma espécie-objeto para o manejo florestal na Caatinga, reforçando a importância da realização de mais pesquisas voltadas à *C. bracteosum*, principalmente no que diz respeito à sua distribuição e comportamento, com o intuito de subsidiar o desenvolvimento de programas de manejo e conservação para a espécie (Barbosa *et al.*, 2023; Crispin-De La Cruz, 2024).

3.4. Dinâmica florestal

Nos últimos anos, a maioria das florestas vem passando por processos de perturbações de causas naturais e antrópicas, gerando alterações em sua estrutura (Costa Júnior *et al.*, 2022). À vista disso, diversos pesquisadores têm abordado sob a necessidade de realizar estudos com dinâmica populacional, com a finalidade de fornecer resultados que possam subsidiar ações de conservação e manejo dessas florestas (Aquino *et al.*, 2007).

A dinâmica florestal é entendida como o comportamento da vegetação dentro de um determinado ecossistema, sob condições naturais ou de manejo, a qual é resultado de um elevado número de respostas e de processos causados por regimes de perturbações naturais

e/ou antrópicas ao longo do tempo (Lucena, 2019; Melo *et al.*, 2019; Santos, 2021). Portanto, o seu estudo possibilita o entendimento desses processos, que são responsáveis pela ocorrência das mudanças em nível comunidade e de espécie (Figueiredo Filho *et al.*, 2010).

O estudo da dinâmica se baseia nas estimativas do crescimento, ingresso e mortalidade, informações que são importantes para conservação dos ecossistemas florestais, as quais são obtidas, principalmente, por meio de inventário florestal contínuo com parcelas permanentes monitoradas a médio e longo prazo (Figueiredo Filho *et al.*, 2010; Silva *et al.*, 2020). Segundo Aquino *et al.* (2007), essas informações permitem diferenciar processos que ocorrem em nível populacional e definir características relevantes da população estudada, como a capacidade de regeneração, abundância de espécies, distribuição de tamanho, distribuição espacial, grupos ecológicos e padrão de regeneração natural.

O conhecimento acerca da dinâmica de uma floresta permite gerar informações para as tomadas de decisões em relação ao manejo sustentável da mesma, principalmente no que diz respeito à escolha de espécies com potencial madeireiro, com importância para preservação, além da determinação do ciclo de corte e recomendações quanto aos tratamentos silviculturais (Nemer, 2014; Lima *et al.*, 2018). No entanto, a execução desses estudos não é uma tarefa fácil, visto que envolve dedicação e observações de longo prazo, considerando a complexidade, heterogeneidade e lentidão dos processos dinâmicos desses ecossistemas (Schaaf *et al.*, 2005).

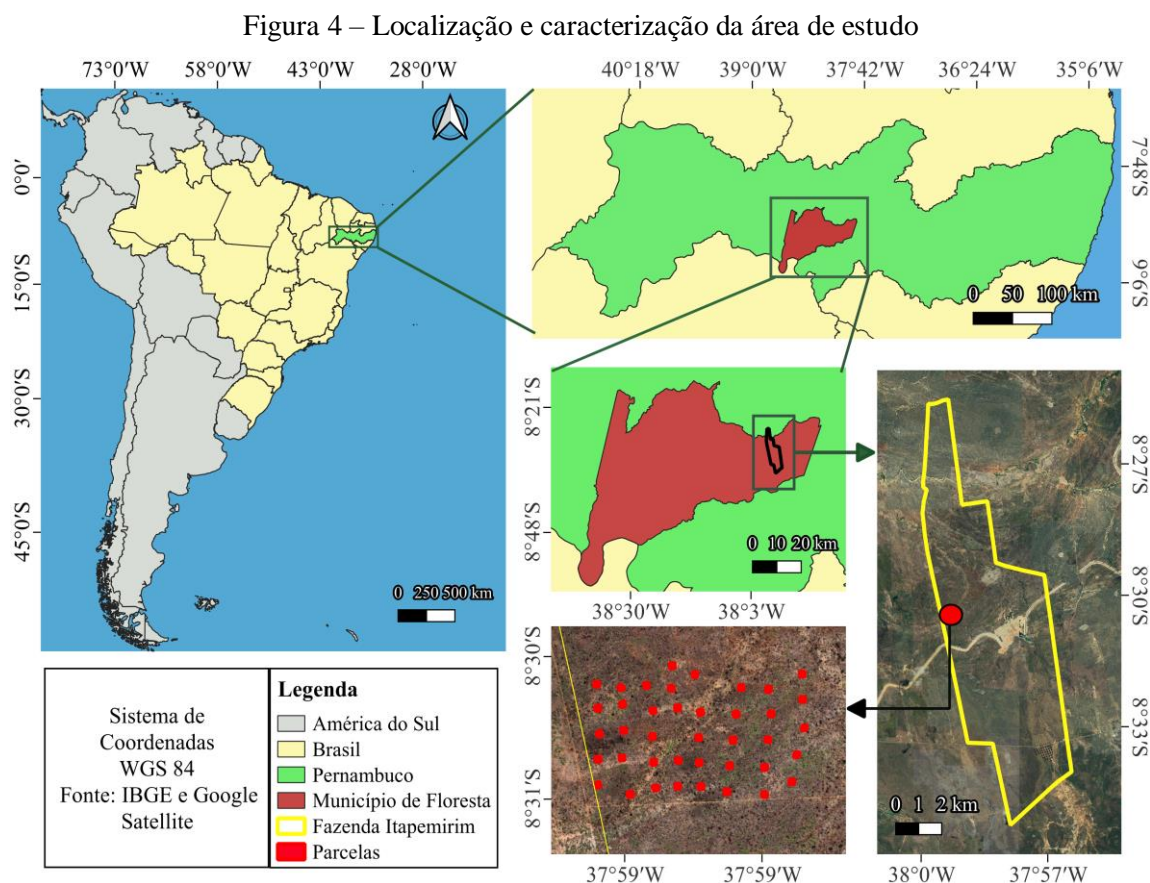
Já no que diz respeito ao desenvolvimento estrutural e à dinâmica da vegetação no semiárido brasileiro, Melo *et al.* (2019) destacaram que esses estudos são necessários para compreender o comportamento das diferentes fisionomias da Caatinga quando submetidas a perturbações antrópicas e naturais, principalmente em períodos de seca. Portanto, os estudos de dinâmica florestal são essenciais para subsidiar planos de manejo florestal na Caatinga, especialmente para estimar o tempo necessário para que o estoque vegetal possa se recuperar a um nível similar ao encontrado antes da perturbação, além da possibilidade de prever impactos antropogênicos nessas áreas (Meiners *et al.*, 2015; Melo *et al.*, 2019).

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Caracterização da área de estudo

O estudo foi realizado na Fazenda Itapemirim, uma propriedade pertencente à empresa Agrimex S. A., com uma extensão de aproximadamente 5.700 ha, localizada no

município de Floresta – PE, situada a $8^{\circ}30'49''$ S e $37^{\circ}57'44''$ W (Figura 4). O município está inserido na mesorregião do São Francisco pernambucano e microrregião de Itaparica, apresentando uma área de 3.675 km².



Fonte: A autora (2024).

A área definida para esta pesquisa se trata de um fragmento de vegetação nativa inserido no interior da fazenda, ocupando uma área de aproximadamente 50 ha, situado sob as coordenadas $8^{\circ}33'25''$ S e $37^{\circ}58'50''$ W. O histórico de uso aponta que o local não apresenta grandes perturbações antrópicas há pelo menos 55 anos, com relatos de retirada de vegetação apenas para eventuais manutenções de cercas da propriedade, sendo considerada no presente estudo como uma área conservada (Figura 5). A área costuma ser pastejada por animais, principalmente caprinos, de forma extensiva (Costa Júnior, 2021).

Figura 5 – Registros do fragmento de floresta tropical seca estudado, Floresta – PE



Fonte: A autora (2023).

Segundo a classificação de Köppen, o clima da região da área de estudo é do tipo BSh, considerado quente e seco, no qual caracteriza o semiárido. A precipitação pluvial e a temperatura média anual ficam em torno de 520,70 mm e 25,8 °C, respectivamente, com período chuvoso concentrado entre os meses de novembro e abril (Costa Júnior, 2021). A vegetação da região pode ser classificada como Savana Estépica Arborizada e o solo predominante é o Luvissoilo Crômico, caracterizado por ser raso a pouco profundo e geralmente sua textura apresenta mudança abrupta (IBGE, 2012; Embrapa, 2018).

4.2. Coleta dos dados

A área vem sendo monitorada desde 2008, por meio de 40 parcelas permanentes de 20 m x 20 m (Figura 4), distantes entre si por 80 m e 50 m das bordas, totalizando uma área de 1,6 ha. Foram mensurados (altura e circunferência) todos os indivíduos arbustivo-arbóreos com circunferência a 1,30 m do solo ($C \geq 6$ cm), os quais foram identificados botanicamente e revisados de acordo com a lista de espécies da Flora do Brasil (Reflora do Brasil, 2020).

Além dos dados coletados em 2023, foram utilizados os dados provenientes de inventários realizados nos anos de 2011 e 2017, os quais encontram-se armazenados no

banco de dados do Laboratório de Manejo de Florestas Naturais “José Serafim Feitosa Ferraz” da Universidade Federal Rural de Pernambuco (LABMFN – UFRPE).

4.3. Análise dos dados

Foram obtidas as estimativas dos parâmetros fitossociológicos densidade, frequência e dominância, em valores absolutos e relativos, além do valor de importância, de acordo com Mueller-Dombois e Ellenberg (1974), bem como, do índice de diversidade de Shannon (H') conforme Souza e Soares (2013), da distribuição diamétrica, do padrão de distribuição espacial e da biomassa acima do solo.

A densidade absoluta representa o número de indivíduos de uma determinada espécie por unidade de área, e a densidade relativa é o número de indivíduos de uma espécie comparado com o número total de espécies amostradas na área, conforme as expressões 1 e 2:

$$DA = \frac{n}{A} \quad (1) \qquad DR = \frac{n}{N} \cdot 100 \quad (2)$$

Em que: DA = densidade absoluta, DR = densidade relativa (%), n = número de indivíduos, A = área amostrada em ha, N = número total de indivíduos encontrados na área.

A frequência absoluta corresponde à proporção que uma determinada espécie ocorre na área, e a frequência relativa se trata da relação entre a frequência absoluta de uma espécie e o somatório da frequência absoluta de todas as espécies amostradas na comunidade, estimadas pelas equações 3 e 4:

$$FA = \frac{u_i}{u_t} \quad (3) \qquad FR = \frac{FA}{\sum FA} \cdot 100 \quad (4)$$

Em que: FA = frequência absoluta, u_i = número de unidades amostrais que ocorre a espécie, u_t = número total de unidades amostrais na área, FR = frequência relativa.

A dominância absoluta corresponde à área basal dos indivíduos de uma mesma espécie em relação à área amostrada (por hectare), e a dominância relativa expressa o percentual da área basal da espécie de interesse em relação a área basal de todas as espécies amostradas, conforme as equações 5 e 6:

$$DoA = \frac{G}{A} \quad (5) \qquad DoR = \frac{g}{G} \cdot 100 \quad (6)$$

Em que: DoA = dominância absoluta, DoR = dominância relativa, g = área basal total da espécie de interesse, G = área basal, A = área amostrada.

O valor de importância é a soma dos valores relativos da densidade, frequência e dominância, conforme a expressão 7:

$$VI = DR + FR + DoR \quad (7)$$

Em que: VI = valor de importância, DR = densidade relativa, FR = frequência relativa, DoR = dominância relativa.

O índice de diversidade de Shannon (H') corresponde a um índice não-paramétrico, que se baseia na abundância proporcional das espécies, buscando unir a riqueza e a uniformidade das espécies em uma única informação (Costa Júnior, 2021), o qual é estimado por meio da equação 8:

$$H' = - \sum_{i=1}^S \frac{n_i}{N} \ln \frac{n_i}{N} \quad (8)$$

Em que: n_i = número de indivíduos amostrados da i -ésima espécie; N = número total de indivíduos encontrados; S = número de espécies encontradas; \ln = logaritmo neperiano.

Foi estimada a distribuição diamétrica da *C. bracteosum* e das cinco espécies com o maior número de indivíduos na comunidade. Segundo Souza e Soares (2013), a estrutura diamétrica corresponde à distribuição do número de indivíduos por hectare ($n \cdot ha^{-1}$) de uma espécie ou grupo de espécies por classe de diâmetro (D). O número de classes e os centros de classe foram definidos conforme Alves Júnior (2011), onde os indivíduos foram distribuídos em classes de diâmetro com amplitude de 2 cm, tendo o centro da primeira classe o valor de 2,9 cm, visando a comparação dos resultados.

O padrão de distribuição espacial corresponde à distribuição espacial dos indivíduos pertencentes a uma espécie em uma determinada área, o qual foi estimado por meio do índice de Morisita (IM_i), conforme Souza e Soares (2013), por meio da expressão 9:

$$IM_i = \frac{\sum_{j=1}^{U_T} n_{ij} (n_{ij} - 1)}{n_i (n_i - 1)} \cdot U_T \quad (9)$$

Em que: IM_i = índice de Morisita; n_{ij} = número de indivíduos da i -ésima espécie da j -ésima parcela; n_i = número total de indivíduos da i -ésima espécie; U_T = número total de parcelas.

Se $IM_i = 1$, a espécie apresenta padrão de distribuição espacial aleatório; se $IM_i > 1$, o padrão de distribuição espacial da espécie é agregado; e se $IM_i < 1$, o padrão de distribuição espacial é regular. A significância dos valores foi testada por meio da estatística F (Equação 10):

$$F_i = \frac{IM_i(n_i-1) + U_T - n_i}{U_T - 1} \quad (10)$$

Em que: F_i = estatística F; IM_i = índice de Morisita; n_i = número total de indivíduos da i -ésima espécie; U_T = número total de parcelas.

O valor de F_i foi comparado com o F tabelado, com $U_T - 1$ graus de liberdade para o numerador e infinito para o denominador, considerando o nível de probabilidade a 5% ($p < 0,05$). Se $F_i < F_{tab}$, significará que IM_i não difere significativamente de 1, portanto o padrão de distribuição será aleatório; se $F_i > F_{tab}$, a distribuição será agregada.

A estimativa da biomassa acima do solo foi obtida por meio de uma equação recomendada por Dalla Lana *et al.* (2018) para espécies da Caatinga (Equação 11):

$$\ln Bs_i = -1.2884 + 1.6102 * \ln(DBH_i) + 0.4343 * \ln(HT_i) \quad (11)$$

Em que: Bs = biomassa seca total acima do solo (kg); DBH = diâmetro à altura do peito (cm); HT = altura total (m); \ln = logaritmo natural.

Segundo Dalla Lana *et al.* (2018), essa equação foi selecionada por ter apresentado o maior R^2 ajustado (R^2_{aj}), indicando uma maior precisão, além do menor índice de Furnival (FI%), o qual foi corrigido por Silva e Bailey (1991), permitindo a comparação de equações com variáveis dependentes de naturezas distintas. Para análise dos dados foram utilizados os softwares Microsoft Excel e Mata Nativa Web.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Composição florística

No ano de 2011, foram amostrados ao todo 2338 indivíduos compreendendo 27 espécies distribuídas em 11 famílias botânicas, enquanto que em 2017 foram encontrados 1452 indivíduos compreendendo 23 espécies distribuídas em 8 famílias, resultando em uma redução de aproximadamente 37,9% no número de indivíduos, 14,82% no número de espécies e 27,27% no número de famílias amostradas durante o período (Tabela 1). Em 2023, o número de indivíduos amostrados passou a ser 1347, os quais compreenderam 21 espécies e 8 famílias, resultando em uma redução de 7,41% no número de espécies e 4,49% no número de indivíduos entre 2017 e 2023, o que significou uma redução total de 27,27% no número de famílias, 22,23% no número de espécies e 42,39% no número de indivíduos amostrados na área entre os anos de 2011 e 2023 (Tabela 1). Pode-se observar que houve uma maior mortalidade de indivíduos entre os anos de 2011 e 2017, que provavelmente está

associada à seca extrema que atingiu a região entre os anos de 2012 e 2016, a qual está relacionada com o fenômeno *El niño* registrado entre 2015 e 2016 (Marengo *et al.*, 2018; INPE, 2024).

Tabela 1 – Composição florística com número de indivíduos de um fragmento de floresta seca monodominante de *Cenostigma bracteosum*, Floresta – PE

Família / espécie	Nome comum	N (2011)	N (2017)	N (2023)
Anacardiaceae				
<i>Astronium urundeuva</i> (M.Allemão) Engl.	Aroeira	73	66	57
<i>Schinopsis brasiliensis</i> Engl.	Baraúna	16	13	8
<i>Spondias tuberosa</i> Arruda	Umbuzeiro	1	1	1
Apocynaceae				
<i>Aspidosperma pyrifolium</i> Mart.	Pereiro	103	87	68
Boraginaceae				
<i>Varronia leucocephala</i> (Moric.) J.S.Mill.	Moleque duro	3	-	-
Bursaceae				
<i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J.B.Gillett	Imburana de cambão	22	16	13
Capparaceae				
<i>Cynophalla flexuosa</i> (L.) J.Presl	Feijão bravo	3	2	2
<i>Neocalyptrocalyx longifolium</i> (Pohl) Baill.	Icó	2	1	1
Combretaceae				
<i>Combretum glaucocarpum</i> Mart.	Sipaúba	9	5	2
Euphorbiaceae				
<i>Cnidoscolus bahianus</i> (Ule) Pax & K.Hoffm.	Faveleira brava	2	1	-
<i>Cnidoscolus quercifolius</i> Pohl	Faveleira	67	58	57
<i>Croton heliotropiifolius</i> Kunth	Quebra faca	71	44	33
<i>Jatropha mollissima</i> (Pohl) Baill.	Pinhão bravo	43	58	150
<i>Manihot glaziovii</i> Müll.Arg.	Maniçoba	76	11	8
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	Burra leiteira	10	3	3
Fabaceae				
<i>Anadenanthera colubrina</i> var. <i>cebil</i> (Griseb.) Altschul	Angico	103	57	50
<i>Bauhinia cheilantha</i> (Bong.) Steud.	Mororó	125	50	21
<i>Cenostigma bracteosum</i> (Tul.) E. Gagnon & G.P. Lewis	Catingueira	1133	837	753
<i>Erythrostemon calycinus</i> (Benth.) L.P.Queiroz	Calycina	9	1	-
<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. Tul.) L.P.Queiroz	Pau ferro	3	2	2

Continua...

Tabela 1 – Continuação

Família / espécie	Nome comum	N (2011)	N (2017)	N (2023)
Fabaceae				
<i>Mimosa ophthalmocentra</i> Mart. ex Benth.	Jurema de embira	373	105	92
<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.	Jurema preta	52	16	10
<i>Piptadenia retusa</i> (Jacq.) P.G.Ribeiro, Seigler & Ebinger	Jurema branca	31	17	15
<i>Senna macranthera</i> (DC. emorto Collad.) H.S.Irwin & Barneby	Pau de besouro	2	-	-
Malpighiaceae				
<i>Ptilochaeta bahiensis</i> Turcz.	Ptilochaeta	1	1	1
Olacaceae				
<i>Ximenia americana</i> L.	Ameixa	4	-	-
Rhamnaceae				
<i>Sarcomphalus joazeiro</i> (Mart.) Hauenschild	Juazeiro	1	-	-
Total		2338	1452	1347

N = número de indivíduos

Quando as plantas são submetidas a condições de escassez hídrica por longos períodos, algumas de suas características metabólicas são bastante alteradas, como a redução da taxa de fotossíntese (Mariano *et al.*, 2009) e da absorção de água pelas raízes, além da ocorrência do estresse oxidativo em nível celular (Barbosa, 2017). Essas alterações provocam a redução das atividades fisiológicas das plantas, podendo levar à morte (Cavalcante *et al.*, 2009), portanto, esses fatores podem ter contribuído para a ocorrência da alta mortalidade de indivíduos no período 2011-2017.

As famílias botânicas que apresentaram a maior riqueza de espécies foram Fabaceae, Euphorbiaceae e Anacardiaceae, que juntas representaram aproximadamente 66,67% das espécies e 93,67% dos indivíduos amostrados no ano de 2011, 73,91% das espécies e 92,29% dos indivíduos em 2017, e em 2023, foram responsáveis por cerca de 71,42% e 93,54% das espécies e dos indivíduos, respectivamente. A representatividade dessas três famílias também foi destacada em outros levantamentos fitossociológicos realizados em área de Caatinga (Lemos; Meguro, 2015; Santos *et al.*, 2017; Marinho *et al.*, 2019; Souza *et al.*, 2020), que apontaram estas famílias como as principais em termos de riqueza e abundância.

Com relação à *Cenostigma bracteosum*, a espécie correspondeu a cerca de 48,46% do número de indivíduos amostrados no ano de 2011. Já em 2017 e 2023, foi responsável por aproximadamente 57,64% e 55,90% do número de indivíduos, respectivamente.

Considerando a definição para florestas monodominantes de Hart *et al.* (1989), pode-se observar que, em termos de número de indivíduos, o fragmento florestal estudado passou a ser monodominante de *C. bracteosum* a partir de 2017, pois a espécie passou a representar mais de 50% do número de indivíduos nesse mesmo ano. A seca extrema apontada por Marengo *et al.* (2018) pode ter facilitado o estabelecimento desse cenário, visto que ocasionou uma alta redução no número de representantes da maioria das espécies que foram amostradas na área, assim como, provavelmente, foi uma das causas para o desaparecimento de quatro espécies nas parcelas de estudo (*Varronia leucocephala*, *Senna macranthera*, *Ximenia americana* e *Sarcomphalus joazeiro*).

Em uma pesquisa realizada em um ambiente sazonalmente seco, Brum *et al.* (2017) destacaram que a profundidade do sistema radicular das plantas é uma boa estratégia de uso eficiente da água, sendo considerada uma importante característica de resistência à seca. Portanto, em analogia a esse estudo, pode-se inferir que no presente trabalho, as espécies que apresentaram menor taxa de mortalidade, além da *C. bracteosum*, provavelmente, podem possuir raízes desenvolvidas em profundidade, que facilitaram o seu enfrentamento ao déficit hídrico. No entanto, Lucena (2019) destacou que não há informações sobre o sistema radicular da *C. bracteosum* que comprovem essa afirmação, o que reforça a realização de futuras pesquisas sobre o tema.

No ano de 2023, a condição de monodominância da *C. bracteosum* se manteve no local, porém, em um nível menor, devido ao aumento significativo de representantes da *Jatropha mollissima* (Tabela 1), que apresentou resistência às condições ambientais locais, estando diretamente relacionado à observação de Neves *et al.*, (2010), ao afirmarem que a espécie possui uma alta capacidade de armazenamento de água nos tecidos, favorecendo a ocorrência de eventos fenológicos e reprodutivos mesmo em épocas secas, justificando a sobrevivência dos indivíduos da espécie na área de estudo.

Apesar desses acontecimentos, é importante destacar que no ano de 2011, *C. bracteosum* já se apresentava como dominante na comunidade em relação às demais espécies (Tabela 1), devido, provavelmente, à algumas características que podem ter contribuído para o sucesso da mesma no local, como folhas de tamanho reduzido e capacidade de associação com bactérias que realizam a fixação de nitrogênio no solo, favorecendo a tolerância ao déficit hídrico e o aumento da eficiência do uso da água (Gei *et al.*, 2018; Lucena, 2019), sendo assim, já havia uma tendência do fragmento ser monodominado pela *C. bracteosum*, antes mesmo da ocorrência da estiagem. Além disso, também foi observada uma dominância

da *C. bracteosum* em outras áreas do Bioma Caatinga (Paiva *et al.*, 2021; Dutra Júnior *et al.*, 2022), indicando que a espécie é potencial colonizadora de ambientes semiáridos.

É importante observar também, que em 2023, foi registrado o desaparecimento de mais duas espécies da composição florística no levantamento realizado, sendo elas: *Cnidoscolus bahianus* e *Erythrostemon calycinus*, totalizando seis espécies desaparecidas entre os anos de 2011 e 2023 (Tabela 1). Algumas dessas espécies são conhecidas por possuir um alto potencial medicinal, sendo muito utilizadas para fins terapêuticos e, portanto, costumam ser bastante exploradas, como é o caso da *V. leucocephala*, *C. bahianus* e da *X. americana* (Teixeira *et al.*, 2015; Gomes *et al.*, 2018; Fernandes *et al.*, 2019). Somado a isso, desde o ano de 2011, essas espécies já apresentavam um comportamento suscetível às condições ambientais locais, visto que possuíam uma baixa quantidade de representantes na área. Assim, esses fatores podem ter colaborado, em conjunto, para o desaparecimento dessas espécies, favorecendo a predominância da *C. bracteosum* no fragmento florestal aqui estudado.

5.2. Estrutura horizontal

No ano de 2011, o fragmento de floresta seca estudado apresentou uma densidade absoluta de 1462,5 ind.ha⁻¹ e uma área basal total de 5,83 m².ha⁻¹. Já em 2017, foi registrada uma densidade de 907,5 ind.ha⁻¹ e 4,12 m².ha⁻¹ de dominância absoluta, o que implicou em uma redução de aproximadamente 37,95% na densidade absoluta e 29,33% na área basal entre os dois anos (Tabela 2). Em 2023, a densidade e a dominância absoluta do fragmento passaram a ser 841,88 ind.ha⁻¹ e 5,09 m².ha⁻¹, respectivamente, resultado em uma redução de 4,49% na densidade absoluta e no aumento de 16,64% de área basal entre os anos de 2017 e 2023, o que significou uma redução total de 42,44% na densidade absoluta e 12,69% na área basal entre 2011 e 2023 (Tabela 2).

Tabela 2 – Estrutura horizontal de fragmento de floresta seca nos anos de 2011, 2017 e 2023, Floresta – PE

Espécie	DA (ind.ha ⁻¹)			DR (%)			FA			FR (%)		
	2011	2017	2023	2011	2017	2023	2011	2017	2023	2011	2017	2023
<i>Cenostigma bracteosum</i>	707,50	523,13	470,63	48,38	57,64	55,90	100	100	100	10,93	13,47	14,76
<i>Mimosa ophthalmocentra</i>	233,75	65,63	57,50	15,98	7,23	6,83	100	85	75	10,93	11,45	11,07
<i>Astronium urundeuva</i>	45,63	41,25	35,63	3,12	4,55	4,23	72,5	70	62,5	7,92	9,43	9,23
<i>Aspidosperma pyriforme</i>	64,38	54,38	42,50	4,40	5,99	5,05	62,5	57,5	55	6,83	7,74	8,12
<i>Cnidoscolus quercifolius</i>	41,88	36,25	35,63	2,86	3,99	4,23	65	62,5	60	7,10	8,42	8,86
<i>Anadenanthera colubrina</i>	64,38	35,63	31,25	4,40	3,93	3,71	60	50	47,5	6,56	6,73	7,01
<i>Bauhinia cheilantha</i>	78,75	31,25	13,13	5,38	3,44	1,56	62,5	52,5	32,5	6,83	7,07	4,80
<i>Mimosa tenuiflora</i>	32,50	10	6,25	2,22	1,10	0,74	47,5	25	17,5	5,19	3,37	2,58
<i>Manihot glaziovii</i>	47,50	6,88	5,00	3,25	0,76	0,59	50	22,5	17,5	5,46	3,03	2,58
<i>Commiphora leptophloeos</i>	13,75	10	8,13	0,94	1,10	0,97	37,5	32,5	30	4,10	4,38	4,43
<i>Croton heliotropiifolius</i>	44,38	27,50	20,63	3,03	3,03	2,45	42,5	40	35	4,64	5,39	5,17
<i>Jatropha mollissima</i>	26,88	36,25	93,75	1,84	3,99	11,14	55	62,5	82,5	6,01	8,42	12,18
<i>Piptadenia retusa</i>	19,38	10,63	9,38	1,32	1,17	1,11	42,5	17,5	17,5	4,64	2,36	2,58
<i>Schinopsis brasiliensis</i>	10	8,13	5,00	0,68	0,90	0,59	27,5	22,5	15	3,01	3,03	2,21
<i>Sapium glandulosum</i>	6,25	1,88	1,88	0,43	0,21	0,22	20	7,5	7,5	2,19	1,01	1,11
<i>Combretum glaucocarpum</i>	6,25	3,13	1,25	0,43	0,34	0,15	22,5	12,5	5	2,46	1,68	0,74
<i>Erythrostemon calycinus</i>	5,63	0,63	-	0,38	0,07	-	10	2,5	-	1,09	0,34	-
<i>Spondias tuberosa</i>	0,63	0,63	0,63	0,04	0,07	0,07	2,5	2,5	2,5	0,27	0,34	0,37
<i>Libidibia ferrea</i>	1,88	1,25	1,25	0,13	0,14	0,15	5	5	5	0,55	0,67	0,74
<i>Cynophalla flexuosa</i>	1,88	1,25	1,25	0,13	0,14	0,15	5	5	5	0,55	0,67	0,74
<i>Cnidoscolus bahianus</i>	1,25	0,63	-	0,09	0,07	-	5	2,5	-	0,55	0,34	-
<i>Varronia leucocephala</i>	1,88	-	-	0,13	-	-	5	-	-	0,55	-	-
<i>Senna macranthera</i>	1,25	-	-	0,09	-	-	5	-	-	0,55	-	-
<i>Ximena americana</i>	2,50	-	-	0,17	-	-	2,5	-	-	0,27	-	-
<i>Neocalyptocalyx longifolium</i>	1,25	0,63	0,63	0,09	0,07	0,07	2,5	2,5	2,5	0,27	0,34	0,37
<i>Sarcomphalus joazeiro</i>	0,63	-	-	0,04	-	-	2,5	-	-	0,27	-	-
<i>Ptilochaeta bahiensis</i>	0,63	0,63	0,63	0,04	0,07	0,07	2,5	2,5	2,5	0,27	0,34	0,37
Total	1462,5	907,5	841,88	100	100	100	915	742,5	677,5	100	100	100

Continua...

Tabela 2 – Continuação

Espécie	DoA (m ² .ha ⁻¹)			DoR (%)			VI (%)		
	2011	2017	2023	2011	2017	2023	2011	2017	2023
<i>Cenostigma bracteosum</i>	2,657	2,111	2,494	45,549	51,264	48,968	34,99	40,79	39,88
<i>Mimosa ophthalmocentra</i>	0,734	0,114	0,185	12,575	2,760	3,629	13,16	7,15	7,18
<i>Astronium urundeuva</i>	0,445	0,447	0,535	7,628	10,845	10,510	6,23	8,27	7,99
<i>Aspidosperma pyriforme</i>	0,341	0,296	0,273	5,838	7,181	5,364	5,70	6,97	6,18
<i>Cnidoscolus quercifolius</i>	0,394	0,480	0,707	6,758	11,657	13,878	5,58	8,02	8,99
<i>Anadenanthera colubrina</i>	0,219	0,119	0,173	3,753	2,884	3,388	4,91	4,51	4,70
<i>Bauhinia cheilantha</i>	0,053	0,021	0,014	0,906	0,513	0,276	4,37	3,68	2,21
<i>Mimosa tenuiflora</i>	0,271	0,037	0,036	4,645	0,896	0,713	4,02	1,79	1,35
<i>Manihot glaziovii</i>	0,115	0,027	0,025	1,971	0,648	0,498	3,57	1,48	1,22
<i>Commiphora leptophloeos</i>	0,243	0,248	0,291	4,171	6,016	5,722	3,07	3,83	3,70
<i>Croton heliotropiifolius</i>	0,042	0,021	0,029	0,716	0,516	0,571	2,80	2,98	2,73
<i>Jatropha mollissima</i>	0,018	0,032	0,190	0,309	0,770	3,731	2,73	4,39	9,01
<i>Piptadenia retusa</i>	0,072	0,028	0,037	1,228	0,676	0,733	2,40	1,40	1,48
<i>Schinopsis brasiliensis</i>	0,058	0,066	0,015	0,988	1,590	0,300	1,56	1,84	1,04
<i>Sapium glandulosum</i>	0,087	0,008	0,014	1,492	0,195	0,268	1,37	0,47	0,53
<i>Combretum glaucocarpum</i>	0,005	0,003	0,001	0,088	0,063	0,024	0,89	0,70	0,30
<i>Erythrostemon calycinus</i>	0,012	0,001	-	0,212	0,016	-	0,56	0,14	-
<i>Spondias tuberosa</i>	0,043	0,047	0,056	0,735	1,151	1,102	0,35	0,52	0,51
<i>Libidibia ferrea</i>	0,007	0,008	0,010	0,117	0,195	0,188	0,26	0,34	0,36
<i>Cynophalla flexuosa</i>	0,005	0,005	0,006	0,089	0,122	0,126	0,26	0,31	0,34
<i>Cnidoscolus bahianus</i>	0,006	0,001	-	0,107	0,032	-	0,25	0,15	-
<i>Varronia leucocephala</i>	0,003	-	-	0,050	-	-	0,24	-	-
<i>Senna macranthera</i>	0,001	-	-	0,014	-	-	0,22	-	-
<i>Ximenia americana</i>	0,003	-	-	0,044	-	-	0,16	-	-
<i>Neocalyptocalyx longifolium</i>	0,001	0,001	0,001	0,009	0,005	0,004	0,12	0,14	0,15
<i>Sarcomphalus joazeiro</i>	0,001	-	-	0,005	-	-	0,11	-	-
<i>Ptilochaeta bahiensis</i>	0,001	0,001	0,001	0,004	0,008	0,007	0,11	0,14	0,15
Total	5,833	4,120	5,094	100	100	100	100	100	100

DA = densidade absoluta; DR = densidade relativa; FA = frequência absoluta; FR = frequência relativa; DoA = dominância absoluta; DoR = dominância relativa; VI (%) = índice de valor de importância relativa

Observa-se que a redução na densidade absoluta do fragmento foi maior entre os anos de 2011 e 2017, comparado ao intervalo 2017-2023, estando diretamente relacionada à estiagem severa ocorrida entre os dois anos. Quanto à área basal, de um modo geral, a redução foi menos expressiva em comparação à densidade, o que significa que apesar da grande redução do número de indivíduos no local, àqueles remanescentes obtiveram crescimento em diâmetro ao longo do tempo, o que foi comprovado pelo aumento da dominância absoluta entre 2017 e 2023.

O valor estimado para a área basal no ano de 2023 foi igual ao encontrado por Andrade *et al.* (2022) (5,09 m².ha), que estudaram uma área de caatinga com alto grau de cobertura de solo e com presença de sub-bosque, utilizando o mesmo critério de inclusão de espécies adotado no presente estudo ($C \geq 6$ cm). No entanto, esse resultado é considerado baixo quando comparado ao observado por Silva *et al.* (2022), que, com o mesmo critério de inclusão, calcularam um valor de 8,69 m².ha em um local do bioma Caatinga que apresenta um histórico de retirada constante de vegetação arbórea. Como o valor da área basal pode ser influenciado por diversos fatores, esse fato pode explicar os resultados aqui encontrados, pois, apesar do fragmento apresentar um baixo grau de perturbação antrópica, o mesmo sofreu influência dos fatores abióticos ao longo do tempo, afetando de forma negativa a dinâmica da vegetação.

A *Cenostigma bracteosum* apresentou-se como a espécie mais abundante no fragmento, sendo responsável por cerca de 48,38% da densidade total e 45,55% da área basal no ano de 2011, e em 2017, representou 57,64% e 51,24% da densidade e da área basal, respectivamente (Tabela 2). Já em 2023, *C. bracteosum* passou a ser responsável por aproximadamente 55,90% da densidade e 48,96% da dominância total do fragmento (Tabela 2). Nota-se que, considerando a afirmação de Connell e Lowman (1989), em relação à área basal, no ano de 2017, *C. bracteosum* mostrou um grau de monodominância, e em 2023, esse nível não foi observado, tendo em vista que algumas espécies encontradas no levantamento apresentaram aumento em suas respectivas dominâncias absolutas, influenciando diretamente nesse resultado.

Dentre essas espécies, destacou-se a *Jatropha mollissima*, que obteve aumento significativo em seu número de representantes ao longo do tempo (Tabela 1), refletindo no valor da área basal da espécie, e *Cnidocolus quercifolius*, que passou a ser responsável pela segunda maior dominância absoluta do fragmento em 2023 (0,70 m².ha⁻¹) (Tabela 2). *C. quercifolius* é conhecida por possuir uma alta resistência à seca (Santos *et al.*, 2021), o que

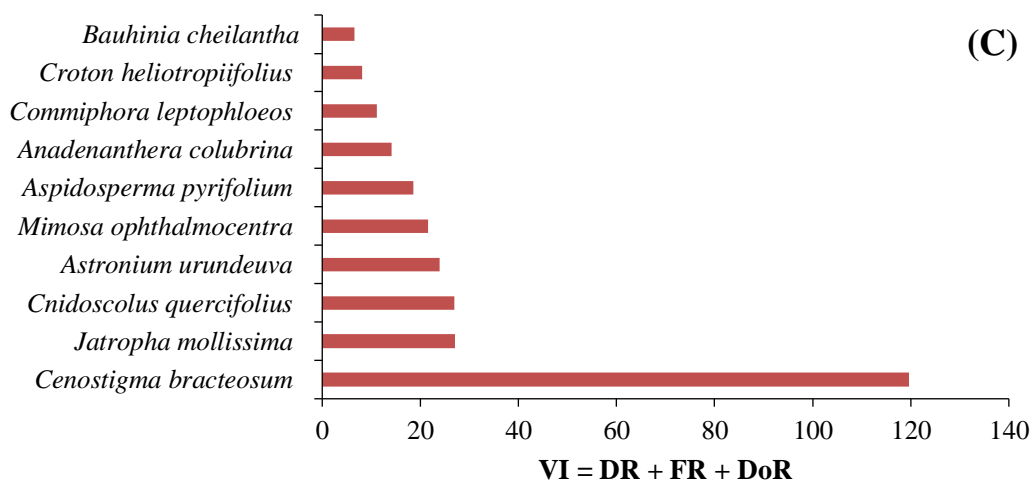
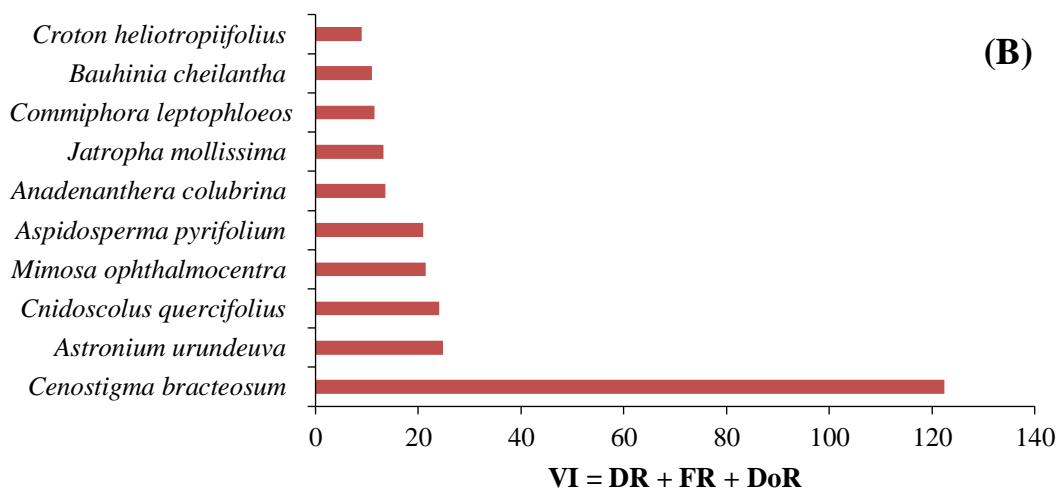
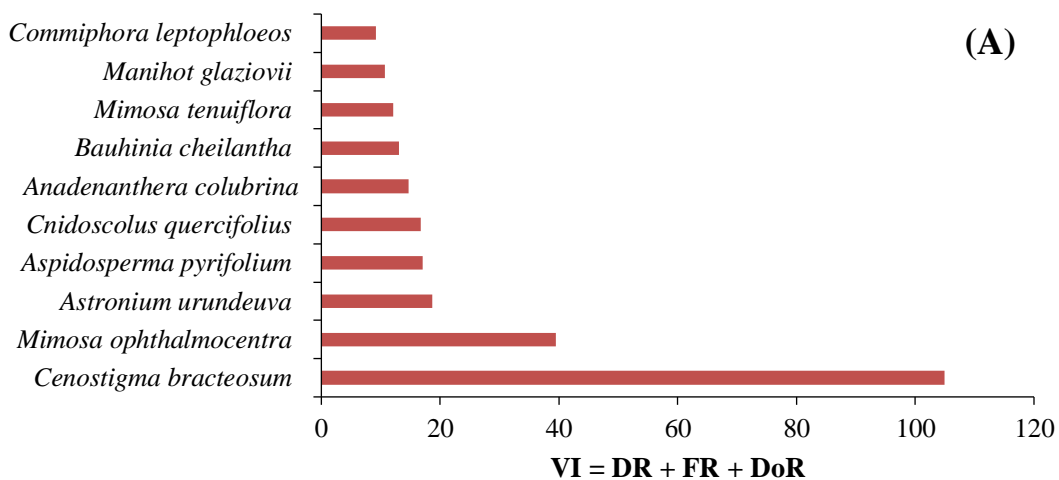
foi comprovado pela baixa mortalidade de indivíduos da espécie no fragmento florestal aqui estudado (Tabela 1).

Mesmo com o decréscimo da dominância da *C. bracteosum* no fragmento em 2023, a espécie continuou a apresentar a maior área basal em relação às demais, o que pode estar associado à alta capacidade de rebrota da mesma, sendo esse mecanismo considerado como uma estratégia de adaptação às condições ambientais da região (Melo *et al.*, 2019), favorecendo a ocorrência desse cenário. Também é importante destacar que *C. bracteosum* foi a única espécie responsável por apresentar 100% de frequência, tanto em 2023, quanto nos anos de 2011 e 2017, ocorrendo, portanto, nas 40 unidades amostrais analisadas (Tabela 2).

Em comparação às demais espécies da comunidade, *C. bracteosum* foi a espécie que apresentou uma distribuição mais ampla no local, visto que obteve a maior frequência relativa nos três anos avaliados (Tabela 2). Além disso, a *Mimosa ophthalmocentra* também se sobressaiu nesse parâmetro, pois desde o ano de 2011, ela já possuía um número significativo de representantes na área. Silva *et al.* (2024) caracterizaram a *M. ophthalmocentra* como uma espécie altamente adaptada às condições ambientais da Caatinga, e como uma eficiente usuária de nutrientes, até mesmo em condições de degradação ambiental, justificando o sucesso da espécie na área.

Por essa razão, *C. bracteosum* e *M. ophthalmocentra* fizeram parte do grupo das dez espécies com os maiores valores de importância (VI) na área de estudo nos anos de 2011, 2017 e 2023 (Figura 6). Essas dez espécies corresponderam a 85,53% do VI total e 90,94% do número total de indivíduos amostrados no local no ano de 2011, 90,6% do VI e 94,90% do número de indivíduos em 2017, e em 2023, 92,57% e 96,06% do VI e do número de indivíduos, respectivamente, caracterizando estas espécies com ampla distribuição no local, indicando que a estrutura da comunidade se manteve concentrada em poucas espécies.

Figura 6 - Valor de Importância (VI) em ordem crescente para as dez principais espécies encontradas em um fragmento florestal nos anos de 2011 (A), 2017 (B) e 2023 (C), Floresta – PE



C. bracteosum foi a espécie que apresentou o maior valor de importância (VI) para o fragmento, ocupando, portanto, o primeiro lugar do ranking nos três anos analisados (Figuras 6A, 6B e 6C), visto que ela foi responsável pela maior densidade, frequência e dominância relativa. Esse resultado pode estar associado a características da espécie, que possui a capacidade de manter a estabilidade térmica e hídrica devido às suas características foliares, além disso, é caracterizada por apresentar atributos de baixa utilização de recursos, o que fornece vantagens durante os períodos críticos de estresse hídrico (Lucena, 2019; Ferreira *et al.*, 2015).

No ano de 2011, pode-se observar que *Manihot glaziovii* e *Mimosa tenuiflora* encontravam-se entre as dez espécies mais importantes do fragmento (Figura 6A). No entanto, em 2017, *M. glaziovii* e *M. tenuiflora* deixaram de fazer parte desse ranking (Figura 6B), devido à alta mortalidade de indivíduos de ambas as espécies registrada entre os dois anos (Tabela 1), o que afetou os valores da densidade, frequência e dominância relativa e, conseqüentemente, o VI.

Também em 2017, *Croton heliotropiifolius* passou a integrar o ranking das dez espécies com maior VI (Figura 6B), e em 2023, a espécie obteve um maior destaque no VI, ocupando nono lugar no ranking (Figura 6C). Em uma pesquisa realizada por Barros e Soares (2013), *C. heliotropiifolius* foi caracterizada por possuir estruturas anatômicas relacionadas com a economia hídrica. Tais estruturas foram consideradas adaptações ao clima semiárido da Caatinga, assim, essas características podem ter permitido à *C. heliotropiifolius* suportar as condições ambientais adversas que atingiram a região, o que contribuiu para a sobrevivência de alguns dos indivíduos da espécie ao longo do tempo, influenciando diretamente no valor do VI.

Com relação à diversidade estimada pelo índice de diversidade de Shannon (H'), o fragmento apresentou um valor de 1,92 nats.ind⁻¹ no ano de 2011, e de 1,72 nats.ind⁻¹ em 2017, correspondendo a uma redução de aproximadamente 10,42%. Já em 2023, o valor de H' passou a ser de 1,70 nats.ind⁻¹, o que significou uma redução de 1,04% entre os anos de 2017 e 2023, e 11,46% entre 2011 e 2023. Nota-se que, assim como nos parâmetros fitossociológicos analisados anteriormente (densidade e dominância), a redução da diversidade florística do fragmento foi mais acentuada entre os anos de 2011 e 2017, sendo, portanto, um cenário esperado, visto que foi o intervalo de tempo com maior redução no número de indivíduos, assim como foi o período em que houve um maior registro de perda de espécies na área de estudo.

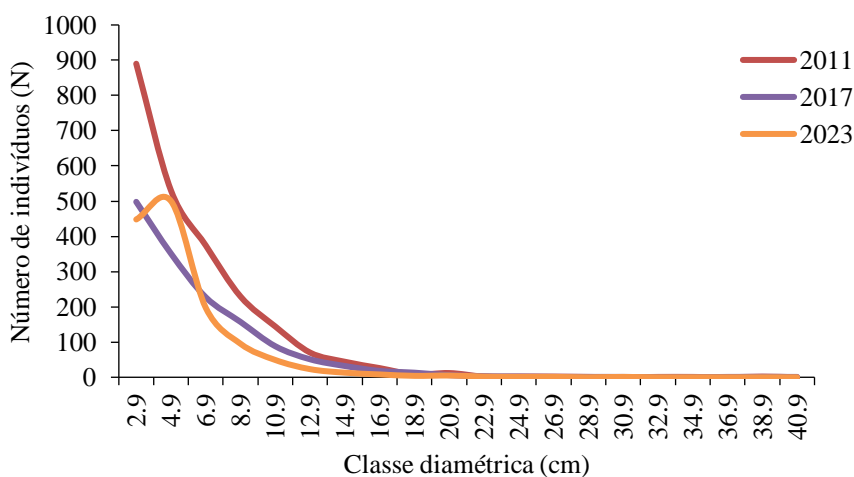
Em relação ao valor de H' encontrado no ano de 2023 (1,70 nats.ind⁻¹), ele foi inferior aos estimados em outros levantamentos realizados em áreas do Bioma Caatinga que possuíam uma vegetação mais conservada (Barbosa *et al.*, 2020; Santana *et al.*, 2021). Entretanto, também foi inferior ao encontrado por Rebouças Filho *et al.* (2021) e Dutra Júnior *et al.* (2022), que analisaram áreas com histórico de maior perturbação antrópica.

Também é importante destacar que o valor de H' de um fragmento florestal varia de acordo com as condições de amostragem estabelecidas. Considerando essa afirmação, a área amostral adotada no presente estudo (40 parcelas de 400 m²) foi superior à área de todas as pesquisas citadas anteriormente, e mesmo assim o valor de H' aqui encontrado foi inferior à todas elas. Para formações florestais da Caatinga, o valor de H' pode variar entre 1,10 a 3,09 nats.ind⁻¹ (Calixto Júnior; Drumond, 2011). Baseando-se nessas informações e também na comparação com os índices estimados nas outras áreas descritas anteriormente, pode-se dizer que os resultados aqui encontrados revelam uma baixa diversidade florística.

5.3. Distribuição diamétrica

No que diz respeito à distribuição diamétrica, pode-se observar que, de um modo geral, o fragmento florestal estudado apresentou uma maior concentração de indivíduos nas classes inferiores de diâmetro nos três anos avaliados, caracterizando uma distribuição decrescente, também conhecida como “J” invertido (Figura 7), tratando-se de um cenário comum para florestas inequiâneas (Macedo *et al.*, 2019; Freitas *et al.*, 2019). Essa estrutura também foi observada em outras áreas do Bioma Caatinga (Silva *et al.*, 2015; Medeiros *et al.*, 2018; Brito *et al.*, 2022), indicando ser um padrão normalmente encontrado na região.

Figura 7 – Estrutura diamétrica dos indivíduos arbustivo-arbóreos amostrados no fragmento de floresta seca estudado, nos anos de 2011, 2017 e 2023, Floresta – PE



No ano de 2011, 890 indivíduos (cerca de 38,07% do total amostrado) encontravam-se na primeira classe diamétrica (2,9 cm). Em 2017, o cenário se repetiu, com a maior parte dos indivíduos (498 indivíduos, correspondendo a 34,3% do total) concentrada na primeira classe. Esses resultados mostram que, nesse período o fragmento apresentou uma maior taxa de indivíduos regenerantes, indicando a existência de uma distribuição equilibrada das diferentes classes diamétricas, além de ser uma estratégia de reestabelecimento da vegetação após interferências antrópicas e/ou longos períodos de seca (Moreira, 2014; Silva Neto *et al.*, 2016).

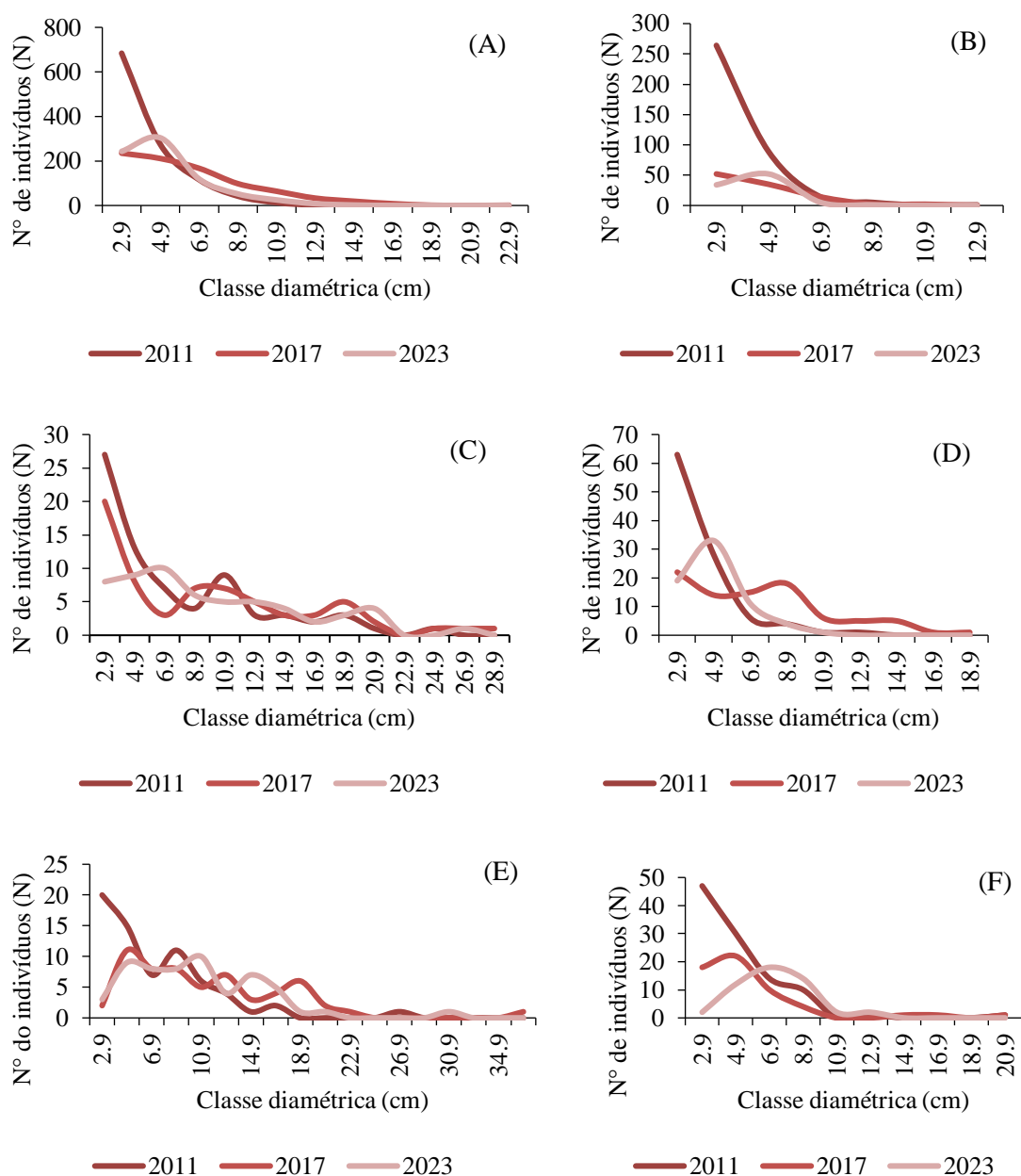
Por outro lado, apesar da alta presença de indivíduos regenerantes, também é importante destacar que houve uma redução significativa no número de indivíduos presentes em todas as classes iniciais de diâmetro entre 2011 e 2017 (Figura 7), devido à alta mortalidade registrada durante esse período, sendo um reflexo da estiagem prolongada que atingiu a área do presente estudo. Dutra Júnior *et al.* (2022) afirmaram que a precipitação pluviométrica é um fator determinante para o desenvolvimento da vegetação da Caatinga, porque, quanto mais bem distribuída forem as chuvas, maior será o aproveitamento da água pelas plantas para enfrentar o período seco, e, conseqüentemente, maior será a taxa de sobrevivência, especialmente daquelas em estágio inicial de crescimento, tendo em vista que são naturalmente mais sensíveis às condições ambientais adversas.

No ano de 2023, nota-se que a curva de distribuição diamétrica apresentou instabilidade (Figura 7), pois, diferentemente dos anos de 2011 e 2017, a maioria dos indivíduos (37,12%) se concentrou na segunda classe de diâmetro (4,9 cm), provavelmente devido à competição de indivíduos maiores e mais bem adaptados às condições locais (Melo, 2016), além do crescimento daqueles que anteriormente se encontravam na primeira classe e passaram para a segunda classe, o que foi comprovado também pelo aumento da área basal entre 2017 e 2023 (Tabela 2). Esse cenário, ao mesmo tempo, revela uma limitação no recrutamento de indivíduos de pequeno porte (Machado *et al.*, 2010), indicando que a vegetação ainda está em processo de recuperação, mesmo seis anos após a observação da mortalidade elevada (ano de 2017), causada principalmente pela estiagem.

Na Figura 8 são mostradas as curvas de distribuição diamétrica da *Cenostigma bracteosum* e das outras cinco espécies mais abundantes na comunidade nos anos de 2011, 2017 e 2023. Observa-se que, de um modo geral, a maioria dessas espécies apresentaram oscilações nas curvas de distribuição dos indivíduos por classe de diâmetro, com destaque para *Astronium urundeuva* e *Cnidocolus quercifolius* (Figuras 8C e 8E). *C. quercifolius* é

uma espécie comumente explorada pelas populações inseridas no Bioma Caatinga, devido às suas propriedades medicinais, sendo utilizadas no tratamento de diversos tipos de doenças, além disso, a espécie é utilizada tanto na alimentação humana quanto na dieta de animais ruminantes, principalmente caprinos e ovinos (Maia, 2004; Oliveira *et al.*, 2020; Novaes *et al.*, 2021), no entanto, ao mesmo tempo, *C. quercifolius* não apresenta muita utilidade madeireira, além de ser dotada de mecanismos de defesa, como os pêlos urticantes (Maia, 2004), os quais protegem a espécie da herbivoria.

Figura 8 – Estrutura diamétrica dos indivíduos da *Cenostigma bracteosum* (A), *Mimosa ophthalmocentra* (B), *Astronium urundeuva* (C), *Aspidosperma pyrifolium* (D), *Cnidoscoulus quercifolius* (E) e *Anadenanthera colubrina* (F) nos anos de 2011, 2017 e 2023, no fragmento de floresta seca estudado, Floresta – PE



Assim como a *C. quercifolius*, *A. urundeuva* também é utilizada na medicina popular (Cordeiro; Félix, 2014), entretanto, *A. urundeuva* também é uma espécie protegida por lei, não sendo permitida a sua supressão em determinados ambientes (Brasil, 1991). Assim, esses fatos podem explicar os resultados aqui encontrados, pois ambas as espécies mostraram representantes mais desenvolvidos em tamanho, e em diferentes classes diamétricas.

Diferentemente das espécies citadas anteriormente, a *Cenostigma bracteosum* mostrou poucas oscilações em suas curvas, sendo a única espécie que seguiu um comportamento similar ao observado na vegetação como um todo, tanto para 2011, quanto para os anos de 2017 e 2023 (Figuras 7 e 8A). Esse resultado confirma que a distribuição do fragmento florestal aqui estudado foi ditada pela *C. bracteosum* nos três anos analisados, sendo este o reflexo da monodominância da espécie na área.

No ano de 2023, *C. bracteosum* e *C. quercifolius* foram as únicas espécies que apresentaram um número de indivíduos na primeira classe diamétrica (2,9 cm) superior ao número encontrado no ano de 2017 (Figuras 8A e 8E), o que indica que ambas as espécies mostraram uma maior resiliência frente às condições ambientais locais. *C. bracteosum* e *C. quercifolius* são espécies pertencentes ao grupo ecológico das pioneiras, possuindo rápido crescimento, além de serem conhecidas pela alta tolerância ao déficit hídrico, visto que são dotadas de estruturas e mecanismos de adaptação à essa condição ambiental, como a alta capacidade de rebrota, no caso da *C. bracteosum*, e o rápido fechamento dos estômatos no período seco, com o intuito de reduzir a transpiração foliar, no caso da *C. quercifolius* (Maia, 2004; Melo *et al.*, 2019; Ramos; Freire, 2019; Santos *et al.*, 2021; Santos, 2021; Crispin-De La Cruz, 2024), o que pode explicar o maior potencial regenerativo dessas espécies.

Em 2011, *C. bracteosum* apresentou cerca de 94,79% dos indivíduos concentrados nas três primeiras classes, tendo como a maior classe diamétrica o valor de 14,9 cm. Já em 2017, a maior classe diamétrica registrada foi de 22,9 cm e cerca de 73,24% dos representantes da espécie se concentraram nas três primeiras classes. No ano de 2023, a maior classe diamétrica foi a mesma encontrada em 2011 (14,9 cm), com aproximadamente 88,45% dos indivíduos concentrados nas três primeiras classes.

A estrutura diamétrica da *C. bracteosum* em 2023 se aproximou um pouco mais das condições encontradas no ano de 2011 em termos de classes diamétricas, cenário que não ocorreu com outras espécies da área, a exemplo da *Aspidosperma pyrifolium*, *Cnidocolus quercifolius* e *Anadenanthera colubrina*, que em 2023, apresentaram a maior parte de seus indivíduos nas classes intermediárias (Figuras 8D, 8E e 8F), indicando que *C. bracteosum*

é a espécie que se mostra mais estável no local em relação às demais, pois mesmo após a ocorrência da estiagem, voltou a mostrar uma maior compensação para a mortalidade por meio do recrutamento de indivíduos regenerantes. Esse resultado revela, ainda, que provavelmente haverá um aumento do número de indivíduos da *C. bracteosum* nas classes superiores de diâmetro nos próximos anos, o que fortalecerá o estabelecimento, e, conseqüentemente, a monodominância da espécie no local.

5.4. Distribuição espacial

Em relação à distribuição espacial estimada pelo Índice de Morisita (IM_i), considerando o valor do F tabelado = 1,397, no ano de 2011, o fragmento possuía 21 espécies agregadas (87,5%) e três espécies distribuídas de forma aleatória (12,5%). Já em 2017, a comunidade possuía 18 espécies agregadas (66,67%) e seis espécies com distribuição aleatória (33,33%). Em 2023, a distribuição espacial apresentou a mesma configuração encontrada no ano de 2017 (Tabela 3). Observa-se que houve uma predominância do padrão de distribuição agregado na comunidade, nos três anos analisados, resultado que corrobora com outras análises de distribuição espacial de espécies realizadas em áreas de Caatinga (Calixto Júnior; Drumond, 2011; Santana *et al.*, 2016). Além disso, Marangon *et al.* (2013) caracterizaram a área do presente estudo como um local que apresenta alguns fatores morfológicos que contribuem para o agrupamento de indivíduos de uma mesma espécie, como os mecanismos de dispersão de sementes à curtas distâncias, a presença de solos rasos, a competição intra e interespecífica, além dos próprios fatores ambientais, o que justifica a distribuição agregada da maioria das espécies amostradas nos três anos avaliados.

Tabela 3 - Classificação do padrão de distribuição espacial das espécies encontradas em um fragmento de floresta seca nos anos de 2011, 2017 e 2023, de acordo com o Índice de Morisita, Floresta – PE

Espécie	2011			2017			2023		
	IMi	F calculado	Classificação IMi	IMi	F calculado	Classificação IMi	IMi	F calculado	Classificação IMi
<i>Cenostigma bracteosum</i>	1,26	8,604	Agregada	1,30	7,510	Agregada	1,34	7,477	Agregada
<i>Mimosa ophthalmocentra</i>	1,29	3,815	Agregada	1,38	2,006	Agregada	1,61	2,412	Agregada
<i>Astronium urundeuva</i>	1,51	1,936	Agregada	1,62	2,037	Agregada	1,90	2,299	Agregada
<i>Aspidosperma pyrifolium</i>	2,34	4,499	Agregada	2,29	3,841	Agregada	1,86	2,480	Agregada
<i>Cnidocolus quercifolius</i>	1,81	2,369	Agregada	2,01	2,474	Agregada	1,90	2,299	Agregada
<i>Anadenanthera colubrina</i>	2,71	5,474	Agregada	3,06	3,955	Agregada	2,94	3,436	Agregada
<i>Bauhinia cheilantha</i>	2,47	5,681	Agregada	1,99	2,246	Agregada	2,67	1,855	Agregada
<i>Mimosa tenuiflora</i>	2,87	3,440	Agregada	3,00	1,769	Agregada	3,56	1,590	Agregada
<i>Manihot glaziovii</i>	3,78	6,337	Agregada	1,45	1,117	Aleatória	1,43	1,077	Aleatória
<i>Commiphora leptophloeos</i>	1,73	1,394	Aleatória	1,33	1,128	Aleatória	0,51	0,850	Aleatória
<i>Croton heliotropiifolius</i>	3,15	4,868	Agregada	3,97	4,280	Agregada	4,47	3,847	Agregada
<i>Jatropha mollissima</i>	2,17	2,261	Agregada	2,61	3,358	Agregada	1,59	3,265	Agregada
<i>Piptadenia retusa</i>	2,67	2,282	Agregada	6,18	3,124	Agregada	7,24	3,239	Agregada
<i>Schinopsis brasiliensis</i>	3,00	1,769	Agregada	3,59	1,797	Agregada	4,29	1,590	Agregada
<i>Sapium glandulosum</i>	1,78	1,179	Aleatória	0,00	0,949	Aleatória	0,00	0,949	Aleatória
<i>Combretum glaucocarpum</i>	1,11	1,023	Aleatória	0,00	0,897	Aleatória	0,00	0,974	Aleatória
<i>Erythrostemon calycinus</i>	8,89	2,618	Agregada	-	-	-	-	-	-
<i>Libidibia ferrea</i>	13,33	1,632	Agregada	0,00	0,974	Aleatória	0,00	0,974	Aleatória
<i>Cynophalla flexuosa</i>	13,33	1,632	Agregada	0,00	0,974	Aleatória	0,00	0,974	Aleatória
<i>Cnidocolus bahianus</i>	40,00	2,00	Agregada	-	-	-	-	-	-
<i>Varronia leucocephala</i>	40,00	3,00	Agregada	-	-	-	-	-	-
<i>Senna macranthera</i>	40,00	2,00	Agregada	-	-	-	-	-	-
<i>Ximenia americana</i>	40,00	4,00	Agregada	-	-	-	-	-	-
<i>Neocalyptrocalyx longifolium</i>	40,00	2,00	Agregada	-	-	-	-	-	-

IMi = Índice de Morisita

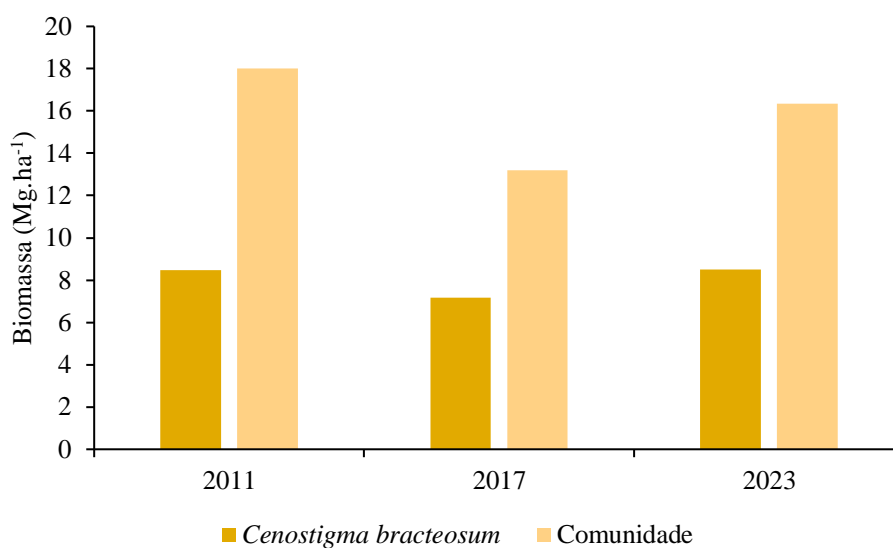
Com relação à *Cenostigma bracteosum*, a espécie foi responsável por apresentar o maior nível de agregação na comunidade, nos três anos avaliados, tendo em vista que obteve o maior valor de F (Tabela 3), estando diretamente relacionado ao elevado número de indivíduos da espécie na área. *C. bracteosum* é conhecida por possuir uma grande produção de sementes e geralmente, em áreas de Caatinga, a dispersão das sementes das plantas, em sua maioria, depende de vetores abióticos (Silva; Rodal, 2009; Santos, 2021), os quais são bastante sazonais. Portanto, esses fatores provavelmente contribuíram para o estabelecimento desse cenário.

Pode-se notar também que as espécies *Manihot glaziovii*, *Libidibia ferrea* e *Cynophalla flexuosa* passaram a ter distribuição espacial aleatória no local a partir da observação feita em 2017. *M. glaziovii* obteve uma redução acentuada em seu número de representantes na área (85,53%) entre os anos de 2011 e 2017 (Tabela 1). Já *L. ferrea* e *C. flexuosa* mostraram maior suscetibilidade às condições ambientais locais, pois desde o início apresentaram um baixo número de representantes (três indivíduos cada), contribuindo para o estabelecimento dessa condição posteriormente. No ano de 2023, esse resultado se manteve inalterado, visto que também não houve mudanças no número de indivíduos e na densidade absoluta dessas espécies (Tabelas 1 e 2).

5.5. Biomassa acima do solo

No que diz respeito à biomassa acima do solo, a comunidade apresentou cerca de 18 Mg.ha⁻¹ no ano de 2011, e 13,19 Mg.ha⁻¹ em 2017, o que correspondeu a uma redução de aproximadamente 26,72% entre os dois anos (Figura 9). Em 2023, o valor total da biomassa passou a ser de 16,35 Mg.ha⁻¹, significando um aumento de 17,55% entre 2017 e 2023, e uma redução total de 9,17% entre 2011 e 2023. Devido à alta mortalidade de indivíduos arbóreos registrada entre 2011 e 2017, o valor da biomassa diminuiu significativamente entre os dois anos, o que está relacionado principalmente aos baixos níveis de precipitação na área de estudo durante esse período (Salami *et al.*, 2023).

Figura 9 – Biomassa acima do solo da *Cenostigma bracteosum* (Tul.) E. Gagnon & G.P. Lewis e da comunidade em um fragmento de floresta seca, Floresta – PE



A produção da biomassa de uma floresta depende de alguns fatores para ocorrer, dentre eles, a idade do povoamento, que quanto maior for, maior será a produção de biomassa (Pawar *et al.*, 2014; Joshi; Dhyani, 2019). Somado a isso, é importante destacar que entre 2017 e 2023 também houve redução no número de indivíduos, o que provavelmente gerou uma menor competição entre as espécies, além da melhoria nas condições de déficit hídrico na região nesse período, permitindo um maior acúmulo de biomassa dos indivíduos remanescentes entre os dois anos.

Apesar desse aumento, de um modo geral, os resultados aqui encontrados revelam que a área amostrada apresentou uma baixa produção de biomassa nos três anos analisados, se for considerada a afirmação de Menezes *et al.* (2012), que destacaram que o valor médio da biomassa acima do solo em vegetação nativa da caatinga pode variar entre 30 e 50 Mg.ha⁻¹. No entanto, Luz *et al.* (2022), afirmaram que a produção da biomassa em áreas de caatinga varia de acordo com as características do solo e com a distribuição das chuvas, o que também pode explicar os baixos valores encontrados, visto que parte do presente estudo foi realizado em anos de seca.

A *Cenostigma bracteosum* produziu 8,48 Mg.ha⁻¹ de biomassa no ano de 2011, correspondendo a cerca de 47,10% da biomassa geral (Figura 9). Já em 2017, a biomassa da *C. bracteosum* passou a ser de 7,18 Mg.ha⁻¹, o que resultou em uma redução de aproximadamente 15,31% da biomassa da espécie entre os dois anos. No entanto, em 2017, *C. bracteosum* passou a ser responsável por cerca de 54,43% da biomassa total da

comunidade, estando diretamente relacionado à alta mortalidade de indivíduos das demais espécies, o que acarretou no maior predomínio de indivíduos da *C. bracteosum* e, conseqüentemente, no aumento da sua biomassa.

No ano de 2023, *C. bracteosum* passou a representar cerca de 52,04% da biomassa total, com um valor de 8,51 Mg.ha⁻¹. Pode-se notar que o valor da biomassa da espécie foi superior ao observado no ano de 2011, sendo mais uma evidência de que a espécie está mais bem adaptada às condições ambientais locais, permitindo uma maior ocupação do espaço e uma maior eficiência na captação dos recursos, resultando em crescimento acelerado e maior acúmulo de biomassa, contribuindo para o estabelecimento da *C. bracteosum* em nível monodominante.

6. CONCLUSÕES

As famílias Fabaceae, Euphorbiaceae e Anacardiaceae foram as mais representativas em relação ao número de espécies e indivíduos na área de estudo, nos três anos analisados.

A *Cenostigma bracteosum* se sobressaiu em todos os parâmetros fitossociológicos tanto em 2011, quanto nos anos de 2017 e 2023, o que permitiu à espécie apresentar o maior valor de importância (VI) da área, indicando a concentração da comunidade em poucas espécies, justificando a baixa diversidade encontrada por meio do valor de H' .

A distribuição diamétrica das seis espécies mais abundantes da área amostrada revelou que a *Cenostigma bracteosum* ditou o comportamento da vegetação como um todo, sendo este o reflexo da monodominância da espécie.

A comunidade estudada mostrou uma dominância do padrão de distribuição espacial agregado, nos três anos observados, onde a *Cenostigma bracteosum* foi responsável pelo maior nível de agregação no local.

Cenostigma bracteosum representou mais de 50% da biomassa total da comunidade amostrada após o período da ocorrência da estiagem, indicando estar melhor adaptada às essas condições adversas, contribuindo para o seu estabelecimento em grau monodominante.

Os resultados sugerem que as condições ambientais locais e as características adaptativas da *Cenostigma bracteosum* favoreceram a monodominância da espécie na área do presente estudo. Portanto, a continuidade deste monitoramento é essencial para entender melhor as dinâmicas ecológicas e planejar estratégias de conservação e manejo que promovam uma maior diversidade e estabilidade do ecossistema.

Além disso, recomenda-se a realização de pesquisas mais aprofundadas que visem à melhor compreensão dos mecanismos envolvidos na monodominância da *Cenostigma bracteosum*, à exemplo de estudos direcionados à relação água-solo-plantas, com o intuito de contribuir com informações que, futuramente, possam explicar as causas desse fenômeno nas florestas naturais.

REFERÊNCIAS

ALLEN, K.; DUPUY, J. M.; GEI, M. G. *et al.* Will seasonally dry tropical forests be sensitive or resistant to future changes in rainfall regimes? **Environmental Research Letters**, v. 12, n. 2, e023001, 2017. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa5968>.

ALMEIDA, S. A. L.; BRAZIL, C. V. S.; SILVA, E. F.; SOUZA, M. M. R.; FERREIRA, M. B.; FERREIRA, R. L. C. Estrutura fitossociológica de fragmentos florestais de Caatinga com diferentes históricos de uso e conservação no semiárido pernambucano. **ACSA**, Patos-PB, v.20, n.2, p.78-80, 2024. <https://doi.org/10.30969/s7y0st40>.

ALVES JÚNIOR, F. T. **Estrutura, biomassa e volumetria de uma área de Caatinga, Floresta-PE**. 2010. 151f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, 2010. Disponível em: https://www.ppgcf.ufrpe.br/sites/default/files/testes-dissertacoes/francisco_tarcisio_alves_jr_1.pdf. Acesso em: 13 jan. 2025.

ALVES, L. L. B.; ALVES, A. R.; BARRETO, F. R. S.; HOLANDA, A. C. Análise Florística e Estrutural de uma Área de Caatinga Preservada no Município de Mossoró/RN. **Conexões-Ciência e Tecnologia**, Fortaleza-CE, v. 11, n. 1, p. 8-15, 2017. <https://doi.org/10.21439/conexoes.v11i1.1066>.

ANDRADE, E. M.; GUERREIRO, M. J. S.; PALÁCIO, H. A. Q.; CAMPOS, D. A. Ecohydrology in a Brazilian tropical dry forest: thinned vegetation impact on hydrological functions and ecosystem services. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, Amsterdam, v. 27, e100649, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2019.100649>.

ANDRADE, R. L.; ROLIM, E. C. A.; TAVARES, J. L.; NASCIMENTO, J. W. F.; SOUSA, R. S.; SILVA, G. P.; MEDEIROS, L. F. S.; SALES, F. C. V. Florística e fitossociologia de uma área de caatinga no município de Jardim de Piranhas-RN, Brasil. **Brazilian Journal of Development**, Curitiba, v. 8, n. 9, p. 61159-61172, 2022. <https://doi.org/10.34117/bjdv8n9-052>.

AQUINO, F. G.; WALTER, B. M. T.; RIBEIRO, J. F. Dinâmica de populações de espécies lenhosas de Cerrado, Balsas, Maranhão. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v. 31, n. 5, p. 793-803, 2007. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622007000500003>.

ARAGÃO, J. R. V.; ZUIDEMA, P. A.; GROENENDIJK, P. Climate-growth relations of congeneric tree species vary across a tropical vegetation gradient in Brazil. **Dendrochronologia**, v. 71, e125913, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.dendro.2021.125913>.

ARAÚJO FILHO, J. A. **Manejo Pastoril Sustentável da Caatinga**. Brasília: IICA; Recife: Projeto Dom Helder Câmara; Brasília: Projeto SEMEAR; Porto Alegre: Associação Brasileira de Agroecologia, 2013. 204 p. Disponível em: <https://repositorio.iica.int/handle/11324/4209>. Acesso em: 12 jan. 2025.

ARIEIRA, J.; CUNHA, C. N. Fitossociologia de uma floresta inundável monodominante de *Vochysia divergens* Pohl (Vochysiaceae), no Pantanal Norte, MT, Brasil. **Acta Botanica Brasílica**, v. 20, n. 3, p. 569-580, 2006. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062006000300007>.

BANDA, K.; DELGADO-SALINAS, A.; DEXTER, K. G. *et al.* Plant diversity patterns in neotropical dry forests and their conservation implications. **Science**, v. 353, n. 6306, p. 1383-1387, 2016. <https://doi-org.ez19.periodicos.capes.gov.br/10.1126/science.aaf5080>.

BAPTISTEL, A. C.; COUTINHO, J. M. C. P.; LINS NETO, E. M. F.; MONTEIRO, J. M. Plantas medicinais utilizadas na Comunidade Santo Antônio, Currais, Sul do Piauí: um enfoque etnobotânico. **Revista Brasileira de Plantas Mediciniais**, Campinas, v. 16, n. 2, p. 406-425, 2014. https://doi.org/10.1590/1983-084X/12_137.

BARBOSA, A. S.; ANDRADE, A. P.; FÉLIX, L. P.; AQUINO, I. S.; SILVA, J. H. C. S. Composição, similaridade e estrutura do componente arbustivo-arbóreo de áreas de Caatinga. **Nativa**, Sinop, v. 8, n. 3, p. 314-322, mai. - jun. 2020. <https://doi.org/10.31413/nativa.v8i3.9494>.

BARBOSA, F. A.; CASTRO, N. H. A.; SOUZA, V. C.; BARBOSA, A. S.; FONSECA, W. B.; SILVA, J. H. C. S. Análise da estrutura e distribuição espacial de *Pilosocereus pachycladus* subsp. *pernambucoensis* em vegetação da Caatinga e de brejo de altitude. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 33, n. 3, e66471, p. 1-24, jul.-set. 2023. <https://doi.org/10.5902/1980509866471>.

BARBOSA, M. R. **Estratégias fisiológicas à restrição hídrica de *Cnidocolus quercifolius* Pohl com e sem tricomas**. 2017. 172f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, 2017. Disponível em: <http://tede2.ufrpe.br:8080/tede/bitstream/tede2/7111/2/Marta%20Ribeiro%20Barbosa.pdf>. Acesso em: 16 fev. 2025.

BARRETO, T. N. A.; FERREIRA, R. L. C.; SILVA, J. A. A.; ALMEIDA, C. C. S.; PINTO, A. V. F. Dynamics of woody species in dry tropical forest (Caatinga), Brazil. **Floresta**, Curitiba, v. 51, n. 1, p. 154-163, jan.- mar., 2021. <https://doi.org/10.5380/rf.v51i1.67604>.

BARROS, I. O.; SOARES, A. A. Adaptações anatômicas em folhas de marmeleiro e velame da caatinga brasileira. **Revista Ciência Agrônômica**, Fortaleza-CE, v. 44, n. 1, p. 192-198, jan. - mar., 2013. <https://doi.org/10.1590/S1806-66902013000100024>.

BATTIROLA, L. D.; SANTOS, G. B.; MEURER, E.; CASTILHO, A. C. C.; MAHNERT, V.; BRESOVIT, A. D.; MARQUES, M. I. Soil and canopy Pseudoscorpiones (Arthropoda, Arachnida) in a monodominant forest of *Attalea phalerata* Mart. (Arecaceae) in the Brazilian Pantanal. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 54, n. 2, p. 87-94, 2017. <https://doi.org/10.1080/01650521.2017.1282210>.

BRASIL, Portaria Normativa n. 83, de 26 de setembro de 1991. Proíbe o corte e exploração da Aroeira Legítima ou Aroeira do Sertão, das Baraúnas, do Gonçalo Alves em floresta primária. **Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis**, Brasília, 30 de setembro. Disponível em: <https://www.ibama.gov.br/component/legislacao/?view=legislacao&legislacao=94831>.

Acesso em: 18 fev. 2025.

BRITO, A. C.; PAULA, A.; BARRETO-GARCIA, P. A. B.; LIMA, R. B.; SOUZA, D. R. Diametric distribution modeling of forest species in arboreal Caatinga vegetation, Brazil. **Revista Ceres**, Viçosa, v. 69, n. 4, p. 464-469, jul. – ago., 2022. <https://doi.org/10.1590/0034-737X202269040011>.

BRUM, M.; TEODORO, G. S.; ABRAHÃO, A.; OLIVEIRA, R. S. Coordination of rooting depth and leaf hydraulic traits defines drought-related strategies in the campos rupestres, a tropical montane biodiversity hotspot. **Plant and Soil**, v. 420, p. 467-480, 2017. <https://doi.org/10.1007/s11104-017-3330-x>.

CALIXTO JÚNIOR, J. T.; DRUMOND, M. A. Estrutura fitossociológica de um fragmento de Caatinga *sensu stricto* 30 anos após corte raso, Petrolina – PE, Brasil. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 24, n. 2, p. 67-74, 2011. Disponível em: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=237117605010>. Acesso em: 12 jan. 2025.

CAMPO, J.; MERINO, A. Variations in soil carbono sequestration and their determinants along a precipitation gradient in seasonally dry tropical forest ecosystems. **Global Change Biology**, v. 22, n. 5, p. 1942-1956, 2016. <https://doi.org/10.1111/gcb.13244>.

CASTRO, K. N. C.; WOLSHICK, D.; LEITE, R. R. S.; ANDRADE, I. M.; MAGALHÃES, J. A.; MAYO, S. J. Ethnobotanical and ethnoveterinary study of medicinal plants used in the municipality of Bom Princípio do Piauí, Piauí, Brazil. **Journal of Medicinal Plants Research**, v. 10, n. 23, p. 318-330, 2016. <https://doi.org/10.5897/JMPR2015.6038>.

CAVALCANTE, A. C. R.; CAVALLINI, M. C.; LIMA, N. R. C. B. **Estresse por Déficit Hídrico em Plantas Forrageiras**. Embrapa Caprinos e Ovinos, 1 ed. Sobral – CE, 2009. Disponível em: <https://core.ac.uk/download/pdf/15427327.pdf>. Acesso em: 16 fev. 2025.

COLLEVATTI, R. G.; LIMA-RIBEIRO, M. S.; DINIZ-FILHO, J. A.; OLIVEIRA, G.; DOBROVOLSKI, R.; TERRIBILE, L. C. Stability of Brazilian Seasonally Dry Forests under Climate Change: Inferences for Long-Term Conservation. **American Journal of Plant Sciences**, v. 4, n. 4, p. 792-805, 2013. <http://dx.doi.org/10.4236/ajps.2013.44098>.

CONNELL, J. H.; LOWMAN, M. D. Low-diversity tropical rainforests: some possible mechanisms for their existence. **The American Naturalist**, v.134, n. 1, p. 88-119, jul. 1989.

CORDEIRO, J. M. P.; FÉLIX, L. P. Conhecimento botânico medicinal sobre espécies vegetais nativas da caatinga e plantas espontâneas no agreste da Paraíba, Brasil. **Revista Brasileira de Plantas Medicinais**, Campinas, v. 16, n. 3, supl. I, p. 685-692, 2014. https://doi.org/10.1590/1983-084x/13_077.

COSTA, A. R. S.; FERREIRA, G. L.; SOUZA, E. B.; ROLIM NETO, F. C. Desertification in semi-arid northeast of Brazil. **Revista Geama**, v. 2, n. 4, p. 427-445, 2016. Disponível em: <https://www.journals.ufrpe.br/index.php/geama/article/view/920/1387>. Acesso em: 22 jan. 2025.

COSTA JÚNIOR, D. S. **Padrões de crescimento em floresta tropical sazonalmente seca em relação à variabilidade ambiental no semiárido Pernambucano**. 2021. 170f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, 2021. Disponível em: <http://tede2.ufrpe.br:8080/tede/bitstream/tede2/9419/2/Djailson%20Silva%20da%20Costa%20Junior.pdf>. Acesso em: 05 jan. 2025.

COSTA JÚNIOR, D. S.; FERREIRA, R. L. C.; SILVA, J. A. A.; SILVA, A. F.; PESSOA, M. M. L. Dinâmica de crescimento de uma floresta tropical sazonalmente seca no semiárido brasileiro. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 32, n. 3, p. 1594-1616, 2022. <https://doi.org/10.5902/1980509867697>.

CRISPIN-DE LA CRUZ, D. B. **Idade relativa e tempo de passagem para *Cenostigma bracteosum* (Tul.) E. Gagnon & G. P. Lewis no semiárido de Pernambuco**. 2024. 74f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, 2024. Disponível em: <https://www.ppgcf.ufrpe.br/sites/default/files/testes-dissertacoes/Idade%20relativa%20e%20tempo%20de%20passagem%20para%20Cenostigma%20bracteosum%20%28Tul.%29%20Gagnon%20%26amp%3B%20G.P.Lewis%20no%20Semi%20C3%A1rido%20de%20Pernambuco.pdf>. Acesso em: 13 jan. 2025.

DALLA LANA, M.; FERREIRA, R. L. C.; SILVA, J. A. A.; DUDA, G. P.; BRANDÃO, C. F. L. S.; SILVA, A. F. Biomass equations for caatinga species. **Nativa**, Sinop, v. 6, n. 5, p. 517-525, set.- out. 2018. <https://doi.org/10.31413/nativa.v6i5.5361>.

DARRO, H.; SWAMY, S. L.; THAKUR, T. K.; MISHRA, A. Floristic Composition, structure, diversity and conservation strategies for rehabilitation of dry tropical forests in buffer zone of Achanakmaar Amarkantak Biosphere Reserve (AABR), India. **International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences**, v. 9, n. 4, p. 650-663, 2020. <https://doi.org/10.20546/ijcmas.2020.904.079>.

DEXTER, K. G.; PENNINGTON, R. T.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; BUENO, M. L.; MIRANDA, P. L. S.; NEVES, D. M. Inserting Tropical Dry Forests Into the Discussion on Biome Transitions in the Tropics. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 6, n. 104, 2018. <https://doi.org/10.3389/fevo.2018.00104>.

DUTRA JÚNIOR, M. P.; BAKKE, I. A.; COSTA, E. M. Distribuição diamétrica de indivíduos arbóreos adultos e regenerantes em área de Caatinga em processo de recuperação. **Diversitas Journal**, UNEAL, v. 7, n. 1, p. 39-51, 2022. <https://doi.org/10.48017/dj.v7i1.2002>.

DUTRA JÚNIOR, M. P.; MARANGON, L. C.; GOLÇALVES, M. P. M.; FELICIANO, A. L. P. Análise fitossociológica e de indicadores ecológicos em duas áreas de Caatinga com históricos diferentes de uso no Sertão Paraibano. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 32, n. 3, p. 1439-1459, jul. - set., 2022. <https://doi.org/10.5902/1980509865774>.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 5. ed., rev. e ampl. - Brasília: EMBRAPA, 2018. 531p. Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/handle/doc/1094003>. Acesso em: 12 jan. 2025.

FOOD AND AGRICULTURAL ORGANIZATION – FAO. **World Ecozones**, 2010. Disponível em: <https://foris.fao.org/static/data/fra2010/ecozones2010.jpg>. Acesso em: 26 dez. 2024.

FERNADES, M. D. S. S.; MORAIS, M. B.; MESQUITA-OLIVEIRA, F. F.; ULISSES, C.; MEDEIROS, J. F.; ALBUQUERQUE, C. C. Arbuscular mycorrhizal fungi and auxin associated with microelements in the development of cuttings of *Varronia leucocephala*. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande-PB, v. 23, n. 3, p. 167-174, 2019. <https://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v23n3p167-174>.

FERRAZ, J. S. F.; FERREIRA, R. L. C.; SANTOS, M. V. F.; MEUNIER, I. M. J. Usos de especies leñosas de la *caatinga* del municipio de Floresta en Pernambuco, Brasil: conocimiento de los indios de la aldea *Travessão do Ouro*. **Bosque**, Valdivia, v. 33, n. 2, p. 183-190, 2012. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002012000200008>.

FERRAZ, J. S. F.; FERREIRA, R. L. C.; SILVA, J. A. A.; MEUNIER, I. M. J.; SANTOS, M. V. F. Estrutura do componente arbustivo-arbóreo da vegetação em duas áreas de Caatinga, no município de Floresta, Pernambuco. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v. 38, n. 6, p. 1055-1064, 2014. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622014000600010>.

FERREIRA, M. B.; FERREIRA, R. L. C.; SILVA, J. A. A.; LIMA, R. B.; SILVA, E. A.; SOUSA, A. N.; CRISPIN-DE LA CRUZ, D. B.; SILVA, M. V. Spatial-Temporal Dynamics of Water Resources in Seasonally Dry Tropical Forest: Causes and Vegetation Response. **AgriEngineering**, Basel, v. 6, n. 3, p. 2526-2552, 2024. <https://doi.org/10.3390/agriengineering6030148>.

FERREIRA, W. N.; LACERDA, C. F.; COSTA, R. C.; MEDEIROS FILHO, S. Effect of water stress on seedling growth in two species with different abundances: the importance of Stress Resistance Syndrome in seasonally dry tropical forest. **Acta Botanica Brasilica**, v. 29, n. 3, p. 375-382, 2015. <https://doi.org/10.1590/0102-33062014abb0045>.

FIGUEIREDO FILHO, A.; DIAS, A. N.; STEPKA, T. F.; SAWCZUK, A. R. Crescimento, mortalidade, ingresso e distribuição diamétrica em floresta ombrófila mista. **Floresta**, Curitiba-PR, v. 40, n. 4, p. 763-776, 2010. <https://doi.org/10.5380/ufv.v40i4.20328>.

FREIRE, J. S.; FERNANDES, B. C. S.; SILVA, J. A. C. *et al.* Phytochemical and antioxidant characterization, cytogenotoxicity and antigenotoxicity of the fractions of the ethanolic extract of in *Poincianella bracteosa* (Tul.) L.P. Queiroz. **Journal of Toxicology and Environmental Health**, v. 83, n. 23-24, p. 730-747, 2020. <https://doi.org/10.1080/15287394.2020.1824136>.

FREITAS, J. L.; SANTOS, E. S.; CRUZ JUNIOR, F. O.; BORGES, C. H. A.; SANTOS, A. C. Structural analysis and distribution patterns in Lowland Tropical Forest, Eastern Amazon. **Journal of Agricultural Studies**, Macrothink Institute, v. 7, n. 4, p. 240-255, 2019. <https://doi.org/10.5296/jas.v7i4.15366>.

GEI, M.; ROZENDAAL, D. M. A.; POORTER, L. *et al.* Legume abundance along successional and rainfall gradients in Neotropical forests. **Nature Ecology and Evolution**, v. 2, n. 7, p. 1104-1111, 2018. <https://doi.org/10.1038/s41559-018-0559-6>.

GOMES, D. L.; SILVA, A. P. L.; ARAÚJO, K. D.; LIRA, E. S.; SANTOS, E. M. C.; COSTA, J. G. Exploração da caatinga em assentamentos rurais do semiárido alagoano. **Ra'e Ga**, Curitiba, v. 45, n. 1, p. 142 -152, 2018. <https://doi.org/10.5380/raega.v45i1.51476>.

GREEN, J. J.; NEWBERRY, D. M. Light and seed size affect establishment of grove-forming ectomycorrhizal rain forest tree species. **New Phytologist**, v. 151, n. 1, p. 271-289, 2001. <https://doi.org/10.1046/j.1469-8137.2001.00156.x>.

HART, T. B. Monospecific Dominance in Tropical Rain Forest. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 5, n. 1, p. 6-11, 1990. [https://doi.org/10.1016/0169-5347\(90\)90005-X](https://doi.org/10.1016/0169-5347(90)90005-X).

HART, T. B.; HART, J. A.; MURPHY, P. G. Monodominant and species-rich forests of the humid tropics: causes for their co-occurrence. **The American Naturalist**, n. 133, v. 5, p. 613-633, mai. 1989.

HENKEL, T. W. Monodominance in the ectomycorrhizal *Dicymbe corymbosa* (Caesalpinaceae) from Guyana. **Journal of Tropical Ecology**, v. 19, n. 4, p. 417-437, 2003. <https://doi.org/10.1017/S0266467403003468>.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**. 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2012. 271 p. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/index.php/biblioteca-catalogo?view=detalhes&id=263011>. Acesso em: 12 jan. 2025.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS – INPE. **Condições atuais do ENOS: enfraquecimento do El-niño**, 2024. Disponível em: <http://enos.cptec.inpe.br/>. Acesso em: 18 jun. 2024.

JOSHI, R. K.; DHYANI, S. Biomass, carbon density and diversity of tree species in tropical dry deciduous forests in Central India. **Acta Ecologica Sinica**, v. 39, n. 4, p. 289-299, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.chnaes.2018.09.009>.

KEARSLEY, E.; VERBEECK, H.; HUFKENS, K. *et al.* Functional community structure of African monodominant *Gilbertiodendron dewevrei* forest influenced by local environmental filtering. **Ecology and Evolution**, v. 7, n. 1, p. 295-304, 2017. <https://doi.org/10.1002/ece3.2589>.

LE MOS, J. R.; MEGURO, M. Estudo fitossociológico de uma área de Caatinga na Estação Ecológica (ESEC) de Aiuaba, Ceará, Brasil. **Revista Biotemas**, Florianópolis, v. 28, n. 2, p. 39-50, 2015. <https://doi.org/10.5007/2175-7925.2015v28n2p39>.

LIMA, B. A.; ALMEIDA, B. R. S.; SOUSA, E. A. B. *et al.* Estrutura e dinâmica florestal sob efeito do manejo madeireiro na FLONA Tapajós. **Advances in Forestry Science**, Cuiabá, v. 5, n. 4, p. 437-443, 2018. <https://doi.org/10.34062/afs.v5i4>.

LIMA, B. G.; COELHO, M. F. B. Fitossociologia e estrutura de um fragmento florestal da caatinga, Ceará, Brasil. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 28, n. 2, p. 809-819, abr.- jun., 2018. <https://doi.org/10.5902/1980509832095>.

LIMA, J. R.; SILVA, R. G.; TOMÉ, M. P.; SOUSA NETO, E. P.; QUEIROZ, R. T., BRANCO, M. S. D.; MORO, M. F. Fitossociologia dos componentes lenhoso e herbáceo em uma área de caatinga no Cariri Paraibano, PB, Brasil. **Hoehnea**, v. 46, n. 3, e792018, 2019. <https://doi.org/10.1590/2236-8906-79/2018>.

LIMA, R. B.; FERREIRA, R. L. C.; SILVA, J. A. A.; ALVES JÚNIOR, F. T.; OLIVEIRA, C. P.; SILVA, G. F. Diameter structure in a community of shrub-tree caatinga, municipality of Floresta, state of Pernambuco, Brazil. **Floresta**, Curitiba-PR, v. 48, n. 1, p. 133-142, 2018. <https://doi.org/10.5380/ufv48i1.54736>.

LUCAS, F. M. F.; CHAGAS, K. P. T.; VIEIRA, F. A. Modeling the spatial distribution of a tropical dry forest tree facing climate change. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, Recife, v. 16, n. 1, e8856, 2021. <https://doi.org/10.5039/agraria.v16i1a8856>.

LUCENA, J. D. S. **Competição e dinâmica em floresta tropical seca no semiárido pernambucano**. 2019. 102f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, 2019. Disponível em: <http://www.tede2.ufrpe.br:8080/tede2/bitstream/tede2/8481/2/Josias%20Divino%20Silva%20de%20Lucena.pdf>. Acesso em: 12 jan. 2025.

LUZ, L. R.; GIONGO, V.; SANTOS, A. M.; LOPES, R. J. C.; LIMA JÚNIOR, C. Biomass and vegetation index by remote sensing in different caatinga forest areas. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 52, n. 2, e20201104, 2022. <https://doi.org/10.1590/0103-8478cr20201104>.

MACEDO, W. S.; SILVA, L. S.; ALVES, A. R.; MARTINS, A. R. Análise do componente arbóreo em uma área de ecótono Cerrado-Caatinga no sul do Piauí, Brasil. **Scientia Plena**, v. 15, n. 1, e010201, 2019. <https://doi.org/10.14808/sci.plena.2019.010201>.

MACHADO, E. L. M.; GONZAGA, A. P. D.; CARVALHO, W. A. C.; SOUZA, J. S. *et al.* Flutuações temporais nos padrões de distribuição diamétrica da comunidade arbóreo-arbustivo e de 15 populações em um fragmento florestal. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.34, n.4, p.723-732, 2010. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622010000400017>.

MAIA, G. N. **Caatinga: árvores e arbustos e suas utilidades**, 1. ed. São Paulo: D&Z Computação Gráfica e Editora, 2004. 413 p.

MAIA-SILVA, C.; SILVA, C. I.; HRNCIR, M.; QUEIROZ, R. T.; IMPERATRIZ-FONSECA, V. L. **Guia de plantas visitadas por abelhas na Caatinga**. 1 ed. Fortaleza, CE, Editora Fundação Brasil Cidadão, 2012. 190 p. Disponível em: https://www.semabelhasemalimento.com.br/wp-content/uploads/2015/02/livro_203.pdf. Acesso em: 19 dez. 2024.

MAISELS, F. Defoliation of a monodominant rain-forest tree by a noctuid moth in Gabon. **Journal of Tropical Ecology**, v. 20, n. 2, p. 239-241, 2004. <https://doi.org/10.1017/S0266467403001044>.

MARANGON, FERREIRA, R. L. C.; SILVA, J. A. A.; LIRA, D. F. S.; SILVA, E. A.; LOUREIRO, G. H. Estrutura e padrão espacial da vegetação em uma área de Caatinga. **Floresta**, Curitiba-PR, v. 43, n. 1, p. 83 - 92, jan. - mar., 2013. <https://doi.org/10.5380/ufv.v43i1.27807>.

MARENGO, J. A.; ALVES, L. M.; ALVALA, R. C. S.; CUNHA, A. P.; BRITO, S.; MORAES, O. L. L. Climatic characteristics of the 2010-2016 drought in the semiarid Northeast Brazil region. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 90, n. 2, suppl.1, p. 1973-1985, 2018. <https://doi.org/10.1590/0001-3765201720170206>.

MARENGO, J. A.; TORRES, R. R.; ALVES, L. M. Drought in Northeast Brazil - past, present, and future. **Theoretical and Applied Climatology**, v. 129, p. 1189-1200, 2017. <https://doi.org/10.1007/s00704-016-1840-8>.

MARIANO, K. R.; BARRETO, L. S.; SILVA, A. H. B.; NEIVA, G. K. P.; AMORIM, S. Fotossíntese e tolerância protoplasmática foliar em *Myracrodruon urundeuva* Fr. All. submetida ao déficit hídrico. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 22, n. 1, p. 72-77, 2009. Disponível em: <https://periodicos.ufersa.edu.br/caatinga/issue/view/56>. Acesso em: 16 fev. 2025.

MARIMON, B. S. **Dinâmica de uma floresta monodominante de *Brosimum rubescens* Taub. e comparação com uma floresta mista adjacente em Nova Xavantina-MT.** 2005. 263f. Tese (Doutorado em Ecologia) – Universidade de Brasília, 2005. Disponível em: <https://core.ac.uk/download/pdf/323103057.pdf>. Acesso em: 30 dez. 2024.

MARIMON, B. S.; FELFILI, J. M.; FAGG, C. W. *et al.* Monodominance in a forest of *Brosimum rubescens* Taub. (Moraceae): Structure and dynamics of natural regeneration. **Acta Oecologica**, v. 43, p. 134-139, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2012.07.001>.

MARIMON-JÚNIOR, B. H.; DU VALL HAY, J.; OLIVERAS, I.; JANCOSKI, H.; UMETSU, R. K.; FELDPAUSCH, T. R.; GALBRAITH, D. R.; GLOOR, E. U.; PHILLIPS, O. L.; MARIMON, B. S. Soil water-holding capacity and monodominance in Southern Amazon tropical forests. **Plant Soil**, v. 450, p. 65 – 79, 2019. <https://doi.org/10.1007/s11104-019-04257-w>.

MARINHO, I. V.; LÚCIO, A. M. F. N.; HOLANDA, A. C.; FREITAS, C. B. A. Análise comparativa de dois remanescentes arbustivo-arbóreo de Caatinga. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, v. 39, n. 1, e201701518, 2019. <https://doi.org/10.4336/2019.pfb.39e201701518>.

MEDEIROS, F. S.; SOUZA, M. P.; CERQUEIRA, C. L.; ALVES, A. R.; SOUZA, M. S.; BORGES, C. H. A. Florística, fitossociologia e modelagem da distribuição diâométrica em um fragmento de Caatinga em São Mamede-PB. **ACSA**, Patos-PB, v. 14, n. 2, p. 85-95, 2018. <https://doi.org/10.30969/acsa.v14i2.900>.

MEDINA-GARCÍA, C.; VELÁSQUEZ, A.; AZCÁRATE, J. G.; MACÍAS-RODRÍGUEZ, M. A.; LARRÁZABAL, A.; GOPAR-MERINO, L. F.; LÓPEZ-BARRERA, F.; PÉREZ-VEGA, A. Phytosociology of a seasonally dry tropical forest in the State of Michoacán, Mexico. **Botanical Sciences**, v. 98, n. 4, p. 441-467, 2020. <https://doi.org/10.17129/botsci.2568>.

NEMER, T. C. **Dinâmica da vegetação de floresta tropical de terra firme influenciada por clareiras de origem antrópica, Moju, Pará, Brasil**. 2014. 112f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Universidade de Brasília, 2014. Disponível em: http://icts.unb.br/jspui/bitstream/10482/16195/1/2014_TangrienneCarvalhoNemer.pdf. Acesso em: 07 jan. 2025.

NOVAES, T. E. R.; NOVAES, A. S. R.; GLUSCZAK, L.; VILARINHO, L. B. O. Potenciais medicinais da faveleira (*Cnidocolus quercifolius*) e seus usos na saúde humana: uma breve revisão. **Research, Society and Development**, v.10, n. 2, e43910212845, 2021. <https://doi.org/10.33448/rsd-v10i2.12845>.

OLIVEIRA, F. C. S.; BARROS, R. F. M.; MOITA NETO, J. M. Plantas medicinais utilizadas em comunidades rurais de Oeiras, semiárido piauiense. **Revista Brasileira de Plantas Mediciniais**, Botucatu, v. 12, n. 3, p. 282-301, 2010. <https://doi.org/10.1590/S1516-05722010000300006>.

OLIVEIRA, F. P.; SOUZA, A. L.; FERNANDES FILHO, E. I. Caracterização da monodominância de Aroeira (*Myracrodruon urundeuva* Fr. All.) no município de Tumiritinga – MG. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 24, n. 2, p. 299-311, 2014. <https://doi.org/10.5902/1980509814568>.

OLIVEIRA, L. P.; MAGALHÃES, A. L. R.; TEODORO, A. L.; ANDRADE, A. P.; SANTOS, K. C.; ARAÚJO, G. G. L. Chemical characteristics, degradation kinetics and gas production of arboreal species for ruminants. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza-CE, v. 51, n. 3, e20196707, 2020. <https://doi.org/10.5935/1806-6690.20200047>.

PAIVA, C. D. G.; MORO, M. F.; SOUSA, L. O. F.; BALDAUF, C. Fitossociologia da caatinga na Floresta Nacional de Açu, Estado do Rio Grande do Norte, Brasil, e entorno: diversidade e biogeografia do componente lenhoso. **Hoehnea**, v. 48, e222020, 2021. <https://doi.org/10.1590/2236-8906-22/2020>.

PASSOS, M. M. S.; FERNANDES, E. P.; GUALBERTO, S. A.; SILVA, S. L. C.; SILVA, D. C. Determinação de fenólicos e flavonoides totais e avaliação da capacidade antioxidante de extratos de *Poincianella bracteosa* (Fabaceae). **Periódico Tchê Química**, v. 16, n. 32, p. 87-95, 2019. Disponível em: [10.52571/ptq.v16.n32.2019.105_periodico32_pgs_87_95.pdf](https://doi.org/10.52571/ptq.v16.n32.2019.105_periodico32_pgs_87_95.pdf). Acesso em: 12 jan. 2025.

PAWAR, G. V.; SINGH, L.; JHARIYA, M. K.; SAHU, K. P. Effect of anthropogenic disturbances on biomass and carbon storage potential of a dry tropical forest in India. **Journal of Applied and Natural Science**, v. 6, n. 2, p. 383-392, 2014. <https://doi.org/10.31018/jans.v6i2.432>.

PEH, K. S. H.; LEWIS, S. L.; LLOYD, J. Mechanisms of monodominance in diverse tropical tree-dominated systems. **Journal of Ecology**, v. 99, n. 4, p. 891-898, 2011. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2011.01827.x>.

PENNINGTON, R. T.; LAVIN, M.; OLIVEIRA-FILHO, A. Woody Plant Diversity, Evolution, and Ecology in the Tropics: Perspectives from Seasonally Dry Tropical Forests. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 40, p. 437-457, 2009. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.110308.120327>.

PENNINGTON, R. T.; LEHMANN, C. E. R.; ROWLAND, L. M. Tropical savanas and dry forests. **Current Biology**, v. 28, n. 9, p. 541-545, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2018.03.014>.

PEREIRA, M. L.; MONTEIRO, C. N.; SIQUEIRA, C. F. N. et al. Evaluation of effects of *Poincianella bracteosa* (Tul.) L.P. Queiroz leaves in *Allium cepa* and *Mus musculus*. **Biotechnic & Histochemistry**, v. 95, n. 6, p. 464-473, 2020. <https://doi.org/10.1080/10520295.2020.1719197>.

POWERS, J. S.; BECKLUND, K. K.; GEI, M. G.; IYENGAR, S. B.; MEYER, R.; O'CONNEL, C. S.; SCHILLING, E. M.; SMITH, C. M.; WARING, B. G.; WERDEN, L. K. Nutrient addition effects on tropical dry forests: a mini-review from microbial to ecosystem scales. **Frontiers in Earth Science**, v. 3, n. 34, 2015. <https://doi.org/10.3389/feart.2015.00034>.

PRADO JÚNIOR, J. A.; SCHIAVINI, I.; VALE, V. S.; ARANTES, C. S.; VAN DER SANDE, M. T.; LOHBECK, M.; POORTER, L. Conservative species drive biomass productivity in tropical dry forests. **Journal of Ecology**, v. 104, p. 817-827, 2016. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12543>.

QUEIROZ, L. P.; CARDOSO, D.; FERNANDES, M. F.; MORO, M. F. Diversity and Evolution of Flowering Plants of the Caatinga Domain. *In*: SILVA, J. M. C.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. **Caatinga: The Largest Tropical Dry Forest Region in South America**. Cham: Springer, 2017. p. 23-63. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-68339-3>.

QUEIROZ, R. T. **Fabaceae – Leguminosae no Brasil**, 2012. Disponível em: <https://rubens-plantasdobrasil.blogspot.com/2012/10/poincianella-bracteosa-tul-lpqueiroz.html>. Acesso em: 02 jan. 2025.

RAMOS, F. R.; FREIRE, A. L. O. Physiological responses of *Cnidocolus quercifolius* Pohl in semi-arid conditions. **Advances in Forestry Science**, Cuiabá, v. 6, n. 1, p. 493-499, 2019. <http://dx.doi.org/10.34062/afs.v6i1.5735>.

REBOUÇAS FILHO, J. V.; PINHEIRO, H. B.; BONILLA, O. H.; LUCENA, E. M. P.; NASCIMENTO, S. F.; FARIAS, I. B. M. Fitossociologia de dois bosques de Caatinga utilizados para extração foliar da *Copernicia prunifera* (Mill.) H.E.Moore e infestados por *Cryptostegia madagascariensis* Bojer. **Revista Brasileira de Geografia Física**, Recife, v. 14, n. 2, p. 784-800, 2021. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v14.2.p784-800>.

REFLORA DO BRASIL, 2020. **Jardim Botânico do Rio de Janeiro**. Disponível em: <https://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/listaBrasil/PrincipalUC/PrincipalUC.do;jsessionid=BAD4323F769F7AE4806C6D6F4E9641BE#CondicaoTaxonCP>. Acesso em: 30 dez. 2023.

RITO, K. F.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; QUEIROZ, R. T.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. Precipitation mediates the effect of human disturbance on the Brazilian Caatinga vegetation. **Journal of Ecology**, v. 105, n. 3, p. 828-838, 2016. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12712>.

SÁ FILHO, G. F. **Avaliação da indução da neuroplasticidade e do potencial antimicrobiano dos extratos metanólicos da catingueira (*Cenostigma bracteosum*) e da**

canafístula (*Senna trachypus*) plantas nativas da caatinga. 2022. 146f. Tese (Doutorado em Psicobiologia) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, 2022. Disponível em: https://repositorio.ufrn.br/bitstream/123456789/47032/1/Avaliacaoinducaoneuroplasticidade_SaFilho_2022.pdf. Acesso em: 13 jan. 2025.

SALAMI, G.; FERREIRA, R. L. C.; FREIRE, F. J.; SILVA, J. A. A.; PESSOA, M. M. L.; SILVA, A. F. Biomass and carbon balance in a dry tropical forest area in northeast Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 95, n. 4, e20191250, 2023. <https://doi.org/10.1590/0001-3765202320191250>.

SANTANA, J. A. S.; SANTANA JÚNIOR, J. A. S.; BARRETO, W. S.; FERREIRA, A. T. S.; Estrutura e distribuição espacial da vegetação da Caatinga na Estação Ecológica do Seridó, RN. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, v. 36, n. 88, p. 355-361, out.-dez. 2016. <https://doi.org/10.4336/2016.pfb.36.88.1002>.

SANTANA, J. A. S.; ZACCHARIAS, A. F. S.; SILVA, A. B. S.; FREIRE, A. S. M.; ZACCHARIAS, E. G. Florística, fitossociologia e índices de diversidade da Caatinga em assentamento rural no Rio Grande do Norte, Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, v. 11, n. 1, p. 1-13, 2021. <https://doi.org/10.37002/biodiversidadebrasileira.v11i1.1824>.

SANTOS, K. A.; SILVA, E. A.; SILVA, C. Ultrasound-assisted extraction of favela (*Cnidioscolus quercifolius*) seed oil using ethanol as a solvent. **Journal of food processing and preservation**, v. 45, n. 6, e15497, 2021. <https://doi.org/10.1111/jfpp.15497>.

SANTOS, C. O. **Dinâmica do componente arbóreo e regenerante de plantas lenhosas em uma floresta monodominante (*Brosimum rubescens* Taub.) e uma floresta mista adjacente, no sul da Amazônia, Brasil.** 2012. 66f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) – Universidade do Estado do Mato Grosso, 2012. Disponível em: https://portal.unemat.br/media/files/Claudinei_Oliveira_Santos.pdf. Acesso em: 13 jan. 2025.

SANTOS, G. R.; SANTOS, J. E. B.; ARAÚJO, K. D.; COSTA, J. G. Composição florística e fitossociológica em ambiente de caatinga, na Estação Ecológica Curral do Meio, Alagoas. **Geo UERJ**, Rio de Janeiro, n. 37, e31804, 2020. <https://doi.org/10.12957/geouerj.2020.31804>.

SANTOS, N. A. T. **Dinâmica da floresta seca sob diferentes históricos de uso: distribuição diamétrica de indivíduos e fustes.** 2021. 104f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, 2021. Disponível em: <https://www.ppgcf.ufrpe.br/sites/default/files/testes-dissertacoes/Din%C3%A2mica%20da%20Floresta%20Seca%20sob%20diferentes%20hist%C3%B3ricos%20de%20uso%20distribui%C3%A7%C3%A3o%20diam%C3%A9trica%20de%20indiv%C3%ADduos%20e%20fustes..pdf>. Acesso em: 13 jan. 2025.

SANTOS, W. S.; SOUZA, M. P.; NÓBREGA, G. F. Q.; MEDEIROS, F. S.; ALVES, A. R.; HOLANDA, A. C. Caracterização florístico-fitossociológica do componente lenhoso em fragmento de caatinga no município de Upanema – RN. **Nativa**, Sinop, v. 5, n. 2, p.85-91, 2017. <https://doi.org/10.5935/2318-7670.v05n02a02>.

SCHAAF, L. B.; FIGUEIREDO FILHO, A.; SANQUETTA, C. R.; GALVÃO, F. Incremento diamétrico e em área basal no período 1979-2000 de espécies arbóreas de uma floresta ombrófila mista localizada no sul do Paraná. **Floresta**, Curitiba-PR, v. 35, n. 2, 2005. <https://doi.org/10.5380/rf.v35i2.4615>.

STAN, K.; SANCHEZ-AZOFEIFA, A. Tropical Dry Forest Diversity, Climatic Response, and Resilience in a Changing Climate. **Forests**, v. 10, n. 5, e443, 2019. <https://doi.org/10.3390/f10050443>.

SILVA, A. K. O.; SILVA, H. P. B. O processo de desertificação e seus impactos sobre os recursos naturais e sociais no município de Cabrobó – Pernambuco – Brasil. **Revista PRACS**, Macapá, v. 8, n. 1, p. 203- 215, 2015. Disponível em: <https://core.ac.uk/download/pdf/233922657.pdf>. Acesso em: 13 jan. 2025.

SILVA, E. C. A.; LEITE, J. ALVES, M. C. J. L.; SANTOS, C. M.; DAIBES, L. F.; FERNANDES-JÚNIOR, P. I.; MOURA, F. B. P.; SILVA, J. V. Nitrogen and phosphorus uptake dynamics in anthropized and conserved Caatinga dry forests. **Journal of Arid Environments**, v. 224, e105242, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2024.105242>.

SILVA, E. D. G.; ALVES, A. R.; COELHO, D. C. L.; QUIRINO, N. I. L.; HOLANDA, A. C.; BEZERRA, R. M. Florística e estrutura do componente arbustivo-arbóreo em ambiente de caatinga, Rio Grande do Norte, Brasil. **Nativa**, Sinop, v. 10, n. 1, p. 125-130, 2022. <https://doi.org/10.31413/nativa.v10i1.13091>.

SILVA, L. S.; ALVES, A. R.; NUNES, A. K. A.; MACEDO, W. S.; MARTINS, A. R. Florística, estrutura e sucessão ecológica de um remanescente de mata ciliar na bacia do Rio Gurguéia-PI. **Nativa**, Sinop, v. 03, n. 03, p. 156-164, 2015. <https://doi.org/10.31413/nativa.v3i3.2287>.

SILVA, L. S.; COSTA, T. R.; SALOMÃO, N. V.; ALVES, A. R.; SANTOS, T. R.; MACHADO, E. L. M. Mudanças temporais na estrutura vegetacional de um fragmento de Caatinga, sul do Piauí. **Scientia Plena**, v. 16, n. 2, e020203, 2020. <https://doi.org/10.14808/sci.plena.2020.020203>.

SILVA, M. C. N. A.; RODAL, M. J. N. Padrões das síndromes de dispersão de plantas em áreas com diferentes graus de pluviosidade, PE, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 23, n. 4, p. 1040-1047, 2009. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062009000400014>.

SILVA NETO, V. L.; OLIVEIRA, A. L.; FERREIRA, R. Q. S.; SOUZA, P. B.; VIOLA, M. R. Fitossociologia e distribuição diamétrica de uma área de cerrado *Sensu stricto*, Dueré-TO. **Revista de Ciências Ambientais**, Canoas, v. 10, n. 1, p. 91-106, 2016. <https://doi.org/10.18316/1981-8858.16.24>.

SIYUM, Z. G. Tropical dry forest dynamics in the context of climate change: syntheses of drivers, gaps, and management perspectives. **Ecological Processes**, v. 9, n. 25, 2020. <https://doi.org/10.1186/s13717-020-00229-6>.

SOUZA, A. L.; SOARES, C. P. B. **Florestas nativas – Estrutura, dinâmica e manejo**. Viçosa: Editora UFV, 2013. 322 p.

SOUZA, M. P.; COUTINHO, J. M. C. P.; SILVA, L. S.; AMORIM, F. S.; ALVES, A. R. Composição e estrutura da vegetação de caatinga no sul do Piauí, Brasil. **Revista Verde**, Pombal – PB, v.12, n. 2, p. 210-217, 2017. <https://doi.org/10.18378/rvads.v12i2.4588>.

SOUZA, M. R.; FERREIRA, M. B.; SOUSA, G. G.; ALVES, A. R.; HOLANDA, A. C. Caracterização florística e fitossociológica do componente lenhoso de um fragmento florestal de Caatinga em Serra do Mel, Rio Grande do Norte, Brasil. **Nativa**, Sinop, v. 8, n. 3, p. 329-335, 2020. <https://doi.org/10.31413/nativa.v8i3.9136>.

SUNDERLAND, T.; APGAUA, D.; BALDAUF, C. *et al.* Global dry forests: a prologue. **The International Forestry Review**. v. 17, suppl. 2, p. 1-9, 2015. <https://doi.org.ez19.periodicos.capes.gov.br/10.1505/146554815815834813>

TABARELLI, M.; LEAL, I. R.; SCARANO, F. R.; SILVA, J. M. C. Caatinga: legado, trajetória e desafios rumo à sustentabilidade. **Ciência e Cultura**, São Paulo, v. 70, n. 4, p. 25 – 29, 2018. <http://dx.doi.org/10.21800/2317-66602018000400009>.

TEIXEIRA, M. J. S.; ARAÚJO, J. L. P.; KIILL, L. H. P. Fenologia reprodutiva de duas espécies de *Cnidoscylus* na região de Petrolina, PE. **X Jornada de Iniciação Científica da Embrapa Semiárido**, Petrolina – PE, 2015. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/1032061/1/Morgana.pdf>. Acesso em: 13 jan. 2023.

TER STEEGE, H. HENKEL, T. W.; HELAL, N. *et al.* Rarity of monodominance in hyperdiverse Amazonian forests. **Scientific Reports**, v. 9, e13822, 2019. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-50323-9>.

TORTI, S. D.; COLEY, P. D.; KURSAR, T. A. Causes and Consequences of Monodominance in Tropical Lowland Forests. **The American Naturalist**, v. 157, n. 2, p. 141-153, 2001.

TOVAR, C.; HARRIS, D. J.; BREMAN, E.; BRNCIC, T.; WILLIS, K. J. Tropical monodominant forest resilience to climate change in Central Africa: A *Gilbertiodendron dewevrei* forest pollen record over the past 2,700 years. **Journal of Vegetation Science**, v. 30, n. 3, p. 575-586, 2019. <https://doi.org/10.1111/jvs.12746>.

VASCONCELOS, A. D. M.; SOUTO, P. C.; LEITE, A. P.; GUEDES, A. F.; NUNES, V. H.; JUSTINO, S. T. P.; SILVA, R. M.; RAMOS, G. G.; SOUTO, J. S.; OLIVEIRA, R. J. Espécies da caatinga para uso em cortinas de segurança contra incêndios florestais. **Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais**, v. 11, n. 4, p. 1-20, 2020. <https://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2020.004.0001>.

VILLELA, D. M.; PROCTOR, J. Leaf Litter Decomposition and Monodominance in the Peltogyne Forest of Maraca Island, Brazil. **Biotropica**, v. 34, n. 3, p. 334-347, 2002. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2002.tb00547.x>.

WELTZIN, J. F.; LOIK, M. E.; SCHWINNING, S. *et al.* Assessing the response of terrestrial ecosystems to potencial changes in precipitation. **Bioscience**, v. 53, n. 10, p. 941-952, 2003. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2003\)053\[0941:ATROTE\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2003)053[0941:ATROTE]2.0.CO;2).