

JOSIAS DIVINO SILVA DE LUCENA

**COMPETIÇÃO E DINÂMICA EM FLORESTA TROPICAL SECA NO SEMIÁRIDO
PERNAMBUCANO**

RECIFE
Pernambuco - Brasil
Novembro - 2019

JOSIAS DIVINO SILVA DE LUCENA

**COMPETIÇÃO E DINÂMICA EM FLORESTA TROPICAL SECA NO SEMIÁRIDO
PERNAMBUCANO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais da Universidade Federal Rural de Pernambuco, para obtenção do título de Mestre em Ciências Florestais, Área de Concentração: Biometria e Manejo Florestal.

Orientador:

Prof. Dr. RINALDO LUIZ CARACIOLO FERREIRA

Coorientadores:

Prof. Dr. JOSÉ ANTÔNIO ALEIXO DA SILVA

Prof.^a Dr.^a RUTE BERGER

RECIFE
Pernambuco - Brasil
Novembro – 2019

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal Rural de Pernambuco
Sistema Integrado de Bibliotecas
Gerada automaticamente, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

- L935c Lucena, Josias Divino Silva de
Competição e dinâmica em floresta tropical seca no semiárido pernambucano: / Josias Divino Silva de Lucena. -
2019.
101 f. : il.
- Orientador: Rinaldo Luiz Caraciolo Ferreira.
Coorientador: José Antônio Aleixo da Silva.
Inclui referências.
- Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em Ciências
Florestais, Recife, 2019.
1. Caatinga. 2. Distúrbios abióticos. 3. Mortalidade. 4. Crescimento. 5. Índices de competição. I. Ferreira, Rinaldo
Luiz Caraciolo, orient. II. Silva, José Antônio Aleixo da, coorient. III. Título

CDD 634.9

JOSIAS DIVINO SILVA DE LUCENA

**COMPETIÇÃO E DINÂMICA EM FLORESTA TROPICAL SECA NO
SEMIÁRIDO PERNAMBUCANO**

APROVADA em 23/08/2019

Banca Examinadora

Prof.^a Dr.^a Eliane Cristina Sampaio de Freitas
Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE)

Prof. Dr. Ricardo Gallo
Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE)

Orientador:

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

**RECIFE-PE
Novembro/2019**

AGRADECIMENTOS

A Deus, pela oportunidade da vida e por me conceder saúde e forças necessárias para superar os obstáculos que surgiram durante essa trajetória.

À Universidade Federal Rural de Pernambuco, especialmente ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, pela oportunidade de contribuir para o conhecimento da admirável Caatinga. Agradeço também à Agrimex S. A. por disponibilizar a área de estudo na Fazenda Itapemirim.

À Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco (FACEPE), pela concessão da bolsa de estudos durante o mestrado, a qual teve uma imensurável colaboração para possibilitar o desenvolvimento desse trabalho e os conhecimentos obtidos.

Ao meu orientador Prof. Rinaldo Luiz C. Ferreira, pela orientação, ensinamentos, contribuições e conversas de motivação durante esse curso. Sou grato pela oportunidade e por todo apoio fundamental para a realização desse trabalho. Aos coorientadores Prof. José A. Aleixo da Silva e Profa Rute Berger, pelo apoio, orientação e disponibilidade.

Aos meus pais, José Nóbrega e Maria das Dores, por todo apoio incondicional e por sempre me apontarem os ensinamentos visando ao caminho certo. Sou grato pela simplicidade e humildade que me repassaram e com as quais aprendi a valorar melhor as vitórias conquistadas. Aos meus irmãos, Jean Marcos e Meiriele, que juntos com meus pais formam a minha família - o meu bem mais precioso. À minha avó Severina (*in memoriam*), eu sei que a senhora esteve e sempre estará me protegendo e intercedendo por mim junto ao nosso bom Deus. Vocês sempre serão protagonistas nas minhas conquistas, pois são os meus exemplos e minhas principais fontes de motivação.

À minha fiel companheira e amiga, Lúcia Rodrigues, por compartilhar comigo as dificuldades e alegrias vivenciadas nessa trajetória e por me oferecer apoio, carinho e motivação, essenciais para superar todos os desafios.

Aos colegas e amigos da turma 2017.1 do PPGCF: Adão, Cármen, César, Diogo, Djailson, Manu Guaraná, Giselle, Lúcia, Lucidalva, Marília, Nathan, Paulyne, Thiago, Uaine, Vanessa, Weydson e Yana. Obrigado pelos conhecimentos adquiridos nos estudos e discussões em grupo, pelos momentos de descontração, palavras de incentivo e motivação.

Aos integrantes do Laboratório de Manejo de Florestas Naturais (LabMFN) - Anderson (Mago), Anderson Almeida, Cinthia, Danilo, Fernanda, Iran, Natan, Jessé, Mayara e Pedro. E aos demais irmãos por parte de orientador, especialmente Gabriela e Djailson, pelo apoio nas coletas de dados. As coletas e a rotina no laboratório foram mais agradáveis com a empatia e descontração de vocês.

Aos mateiros da Aldeia Travessão do Ouro - Galego, Demir e Danilo - pelo empenho, paciência e pela relevante contribuição com a coleta de dados.

A toda minha família e amigos, pelo apoio, conversas e por toda a motivação repassada, fatores muito importantes por me fazer continuar diante das situações adversas.

A todos que contribuíram, direta ou indiretamente, para o desenvolvimento desse trabalho e que, porventura, não foram citados.

A todos vocês, o meu simples, sincero e eterno **“MUITO OBRIGADO”!**

LUCENA, JOSIAS DIVINO SILVA DE. Competição e dinâmica em floresta tropical seca no semiárido pernambucano. 2019. Orientador: Rinaldo Luiz Caraciolo Ferreira. Coorientadores: José Antônio Aleixo da Silva e Rute Berger.

RESUMO

As florestas tropicais secas são as principais formações que se desenvolvem em regiões de clima tropical quente e seco. No Brasil, uma das mais características florestas tropicais é a Caatinga, que tem sido modificada principalmente pela mudança do uso do solo para agricultura, para pecuária e para atendimento da demanda energética. Além da ação antrópica, a Caatinga é alterada por fenômenos naturais como a seca, que é recorrente no Nordeste brasileiro. Assim, com a finalidade de monitorar o comportamento da vegetação diante dos fenômenos bióticos e abióticos atuantes, o presente estudo foi organizado em dois capítulos. O primeiro teve como objetivo geral avaliar a dinâmica da vegetação em períodos que coincidiram com uma forte seca na região; e o segundo objetivou estudar a influência da competição e do tamanho em diâmetro dos indivíduos no crescimento diamétrico de uma espécie dominante na comunidade florestal, a *Cenostigma bracteosum* (Tul.) E. Gagnon & G. P. Lewis. Este estudo foi realizado no município de Floresta, em Pernambuco, a área vem sendo monitorada há 10 anos por meio de parcelas permanentes de 20 m x 20 m, nas quais todos os indivíduos arbustivo-arbóreos com circunferência a 1,30 m do solo (CAP) ≥ 6 cm têm sido monitorados. A dinâmica da comunidade arbustivo-arbórea foi avaliada para três períodos, de 2012 a 2015, de 2015 a 2018 e de 2008 a 2015. Foram estimadas as mudanças nos parâmetros fitossociológicos, as taxas de mortalidade, o recrutamento e o crescimento em diâmetro e em área basal da vegetação. Os resultados do primeiro capítulo indicaram redução da riqueza de famílias e espécies durante todos os períodos, houve notória diminuição nas estimativas de parâmetros da estrutura horizontal. Porém, *Cenostigma bracteosum* se sobressaiu com densidade e com dominância próximas ou superiores a 50% nos períodos. O incremento periódico médio da vegetação, em diâmetro, esteve entre 0,12 cm ano⁻¹ a 0,20 cm ano⁻¹. A mortalidade foi superior ao recrutamento, afetando o crescimento líquido em área basal da comunidade, que foi negativo em todos os períodos. Espécies com respostas mais evidentes de suscetibilidade ao estresse foram: *Mimosa ophthalmocentra*, *Mimosa tenuiflora* e *Manihot carthaginensis*. As espécies *Jatropha molissima* e *Cnidocolus quercifolius* apresentaram resultados positivos diante da seca, destacando-se também a *Cenostigma bracteosum*, *Myracrodruon urundeuva* e *Aspidosperma pyriformium*. Os longos períodos de seca intensa provocaram fortes mudanças na composição e na estrutura da vegetação arbustivo-arbórea da Caatinga. Quanto ao segundo capítulo, utilizaram-se dados de duas áreas com diferentes históricos de uso. Todos os indivíduos vivos da espécie *C. bracteosum* nas parcelas permanentes foram analisados quanto à competição com seus vizinhos, em nível intra e interespecífico. A competição foi quantificada por meio de índices de competição, os quais foram avaliados por meio de análises gráficas e de correlação linear com o incremento em diâmetro. Indivíduos “livres” de competição apresentaram maiores incrementos médios em relação aos que possuíam competidores no seu entorno. Houve uma forte relação positiva entre o tamanho em diâmetro dos indivíduos e o seu crescimento, o que também pode indicar um efeito secundário da influência da competição. Os índices resultaram em correlações negativas com o incremento em diâmetro, porém, as correlações obtidas foram fracas, o que pode ser resultante da distribuição aleatória dos indivíduos arbustivo-arbóreos na Caatinga. O tamanho em diâmetro das árvores-objeto teve uma maior relação com o seu crescimento diamétrico. O índice independente da distância de Lorimer, pela sua simplicidade de cálculo, é recomendado para representar a competição experimentada por *C. bracteosum*.

Palavras-chave: Caatinga; Distúrbios abióticos; Mortalidade; Crescimento; Índices de competição.

LUCENA, JOSIAS DIVINO SILVA DE. Competition and dynamics in dry tropical forest in Pernambuco semiarid. 2019. Advisor: Rinaldo Luiz Caraciolo Ferreira. Co-advisors: José Antônio Aleixo da Silva and Rute Berger.

ABSTRACT

Tropical dry forests are the main formations that grow in regions of hot and humid dry climate. In Brazil, one of the most characteristics tropical forests is the Caatinga, which has been mainly modified by the change of soil use for agriculture, livestock and for meeting the energy demand. Besides the anthropic action, the Caatinga is modified by natural phenomena such as drought, which is recurrent in the Brazilian Northeast. Therefore, aiming to monitor the vegetation behavior in the face of acting biotic and abiotic phenomena, this current study was organized in two chapters. The first one aimed to evaluate the vegetal dynamics in periods that overlapped a severe drought in the region; while the second aimed to study the influence of competition and diameter size of individuals on the diametric growth of a dominant species in the forest community, the *Cenostigma bracteosum* (Tul.) E. Gagnon & G. P. Lewis. This study was conducted in the municipality of Floresta, Pernambuco, with the target area having been monitored for 10 years by permanent plots of 20 m x 20 m each, in which all the shrub-tree individuals with circumference at 1.30 m from the ground (CBH) \geq 6 cm have been monitored. Shrub-tree community dynamics was evaluated for three periods, from 2012 to 2015, from 2015 to 2018 and from 2008 to 2015. Changes in the phytosociological parameters, mortality rates, recruitment and both diameter and basal area growth of the vegetation were all estimated. Results of the first chapter indicated richness reduction of families and species during all periods, while there was a noticeable decrease in the estimates of horizontal structure parameters. However, *Cenostigma bracteosum* stood out, with density and dominance close to or over 50% in the periods. The vegetation mean periodic increment, in diameter, was between 0.12 cm year⁻¹ and 0.20 cm year⁻¹. Mortality was higher than recruitment, affecting the net basal area growth of the community, which was negative in all periods. Species with more noticeable responses to the stress were *Mimosa ophthalmocentra*, *Mimosa tenuiflora* and *Manihot carthaginensis*. Species *Jatropha molissima* and *Cnidocolus quercifolius* showed positive results regarding the drought, with the *Cenostigma bracteosum*, *Myracrodruon urundeuva* and *Aspidosperma pyriforme* species also standing out as well. Long periods of severe drought caused heavy changes in the composition and structure of the shrub-tree vegetation from Caatinga. Regarding the second chapter, data from two areas with different use history were used. All living individuals of the *C. bracteosum* species in permanent plots were analyzed about their neighbor competition, both in intra and interspecies levels. The competition was quantified through competition indexes, which were evaluated by graphical analysis and linear correlation with the diameter increment. Individuals who were “free” from competition displayed higher mean increments in relation to those who had competitors in their midst. There was a strong positive relation between the diameter size of the individuals and their growth, which may also indicate a secondary effect of the competition influence. The indexes resulted in negative correlations with the increment in diameter; however, obtained correlations were weak, which may be resulting from the random distribution of the shrub-tree individuals in the Caatinga. Size, in diameter, of the object-trees had a higher relation with their diametric growth. Lorimer’s distance-independent index, due to its calculation simplicity, is recommended in order to represent the competition undergone by the *C. bracteosum*.

Key words: Caatinga; Abiotic disturbances, Mortality, Growth, Competition indexes

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL	13
2 REVISÃO DE LITERATURA	16
2.1 AS FLORESTAS TROPICAIS SECAS EM UM CONTEXTO MUNDIAL E NACIONAL	16
2.2 DINÂMICA DE FLORESTAS TROPICAIS.....	18
2.3 COMPETIÇÃO ENTRE ÁRVORES	20
2.4 ÁRVORES MULTIFUSTES.....	23
CAPÍTULO 1: DINÂMICA DA COMUNIDADE ARBUSTIVO-ARBÓREA EM UMA FLORESTA TROPICAL SECA NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO	
1 INTRODUÇÃO.....	25
2 MATERIAL E MÉTODOS	27
2.1 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	27
2.2 COLETA DOS DADOS.....	29
2.3 ANÁLISE DOS DADOS	31
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	33
3.1 COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA	33
3.2 MUDANÇAS NA ESTRUTURA HORIZONTAL.....	35
3.2.1 Estrutura horizontal para o período 2012-2015.....	35
3.2.2 Estrutura horizontal para o período 2015-2018.....	38
3.2.3 Estrutura horizontal para o período 2008-2015.....	40
3.3 MORTALIDADE E RECRUTAMENTO.....	42
3.3.1 Período 2012-2015	42
3.3.2 Período 2015-2018	46
3.3.3 Período 2008-2015	49
3.4 INCREMENTO EM DIÂMETRO	52
3.4.1 Incremento em diâmetro no período 2012-2015	52
3.4.2 Incremento em diâmetro no período 2015-2018.....	55
3.4.3 Incremento em diâmetro no período 2008-2015	57
3.5 CRESCIMENTO EM ÁREA BASAL.....	60
3.5.1 Crescimento em área basal no período 2012-2015.....	60
3.5.2 Crescimento em área basal no período 2015-2018.....	62
3.5.3 Crescimento em área basal no período 2008-2015.....	64
4 CONCLUSÕES.....	66

CAPÍTULO 2: COMPETIÇÃO E CRESCIMENTO DE *Cenostigma bracteosum* (Tul.) E. Gagnon & G. P. Lewis EM FLORESTA TROPICAL SECA NO SEMIÁRIDO PERNAMBUCANO

1 INTRODUÇÃO.....	68
2 MATERIAL E MÉTODOS	70
2.1 ÁREA DE ESTUDO.....	70
2.2 COLETA DE DADOS	72
2.3 ANÁLISE DE DADOS	73
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	75
4 CONCLUSÕES.....	88
REFERÊNCIAS.....	89

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 1: DINÂMICA DA COMUNIDADE ARBUSTIVO-ARBÓREA EM UMA FLORESTA TROPICAL SECA NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

Figura 1 - Localização da área de estudo em âmbito nacional, estadual e municipal.	28
Figura 2 - Precipitação acumulada (mm) e temperatura média (°C) anual nos últimos 16 anos (2003-2018) para o município de Floresta, PE.	29
Figura 3 - Indivíduo com fuste único, sem bifurcações (A) e com bifurcações abaixo de 1,30 m, possuindo múltiplos fustes (B).	30
Figura 4 - Incremento periódico anual em diâmetro (cm ano^{-1}) para as espécies de maior densidade e com maior número de indivíduos medidos nas duas ocasiões do monitoramento durante o período 2012-2015 em floresta tropical seca no semiárido pernambucano, Floresta-PE. Os pontos pretos no interior dos boxplots representam o valor médio.	54
Figura 5 - Incremento periódico anual em diâmetro (cm ano^{-1}) para as espécies de maior densidade e com maior número de indivíduos medidos nas duas ocasiões do monitoramento durante o período 2015-2018 em floresta tropical seca no semiárido pernambucano, Floresta-PE. Os pontos pretos no interior dos boxplots representam o valor médio.	57
Figura 6 - Incremento periódico anual em diâmetro (cm ano^{-1}) para as espécies de maior densidade e com maior número de indivíduos medidos nas duas ocasiões do monitoramento durante o período 2008-2015 em floresta tropical seca no semiárido pernambucano, Floresta-PE. Os pontos pretos no interior dos boxplots representam o valor médio.	59

CAPÍTULO 2: COMPETIÇÃO E CRESCIMENTO DE *Cenostigma bracteosum* (Tul.) E. Gagnon & G. P. Lewis EM FLORESTA TROPICAL SECA NO SEMIÁRIDO PERNAMBUCANO

Figura 1 - Localização das áreas de estudo. As imagens aéreas são datadas do mesmo período e mostram o aspecto geral da vegetação da área I (à esquerda) e da área II (à direita) logo após o término do período chuvoso na região.	71
Figura 2 - Medição da distância entre uma árvore-objeto e uma de suas competidoras.	73
Figura 3 - Distribuição das árvores-objeto e incremento periódico anual médio por classe de diâmetro nas Áreas I (A) e II (B) em floresta tropical seca no município de Floresta-PE. ...	77
Figura 4 - Incremento periódico anual em função do tipo de competição experimentada pelas árvores-objeto em duas áreas de floresta tropical seca no semiárido pernambucano, Floresta-PE. Os círculos pretos no interior dos boxplots representam o valor médio.	79
Figura 5 - Gráficos de dispersão com linha de tendência linear entre o incremento em diâmetro e o tamanho (DAP) em duas áreas de Caatinga, no município de Floresta-PE.	81
Figura 6 - Gráficos de dispersão com linha de tendência linear entre o incremento em diâmetro e os dois índices de competição de maior correlação para duas áreas de Caatinga no município de Floresta, semiárido pernambucano. ...	84

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1: DINÂMICA DA COMUNIDADE ARBUSTIVO-ARBÓREA EM UMA FLORESTA TROPICAL SECA NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

Tabela 1. Famílias e espécies arbustivo-arbóreas amostradas em uma floresta tropical seca, município de Floresta – PE, durante os anos avaliados.....	34
Tabela 2. Mudanças nos parâmetros fitossociológicos da estrutura horizontal em uma floresta tropical seca, Floresta-PE, durante três anos (2012 a 2015). DA e DR = Densidade absoluta e relativa; FA e FR = Frequência absoluta e relativa; DoA e DoR = Dominância absoluta e relativa; VI = Valor de importância.....	36
Tabela 3. Mudanças nos parâmetros fitossociológicos da estrutura horizontal em uma floresta tropical seca, Floresta-PE, durante três anos (2015 a 2018). DA e DR = Densidade absoluta e relativa; FA e FR = Frequência absoluta e relativa; DoA e DoR = Dominância absoluta e relativa.; VI = Valor de importância.....	39
Tabela 4. Mudanças nos parâmetros fitossociológicos da estrutura horizontal em uma floresta tropical seca, Floresta-PE, durante sete anos (2008 a 2015). DA e DR = Densidade absoluta e relativa; FA e FR = Frequência absoluta e relativa; DoA e DoR = Dominância absoluta e relativa.; VI = Valor de importância.....	41
Tabela 5. Dinâmica do número de indivíduos e fustes de espécies arbustivo-arbóreas e suas taxas de mortalidade e recrutamento em uma floresta tropical seca, no município de Floresta-PE, durante um período de três anos (2012 a 2015).....	43
Tabela 6. Dinâmica do número de indivíduos e fustes de espécies arbustivo-arbóreas e suas taxas de mortalidade e recrutamento em uma floresta tropical seca, município de Floresta-PE, durante um período de três anos, 2015-2018.....	47
Tabela 7. Dinâmica do número de indivíduos e fustes de espécies arbustivo-arbóreas e suas taxas de mortalidade e recrutamento em uma floresta tropical seca, município de Floresta - PE, durante um período de sete anos, 2008-2015.....	50
Tabela 8. Incremento periódico anual em diâmetro para as espécies em uma floresta tropical seca no semiárido pernambucano, Floresta-PE, durante o período 2012-2015.....	53
Tabela 9. Incremento periódico anual em diâmetro para as espécies em uma floresta tropical seca no semiárido pernambucano, Floresta-PE, durante o período 2015-2018.....	55
Tabela 10. Incremento periódico anual em diâmetro para as espécies em uma floresta tropical seca no semiárido pernambucano, Floresta-PE, durante o período 2008-2015.....	58
Tabela 11. Crescimento bruto e líquido em área basal ($m^2 ha^{-1}$) por espécie em uma floresta tropical seca, Floresta - PE, para um período de três anos (2012-2015).....	61
Tabela 12. Crescimento bruto e líquido em área basal ($m^2 ha^{-1}$) por espécie em uma floresta tropical seca, Floresta-PE, para um período de três anos (2015-2018).....	63
Tabela 13. Crescimento bruto e líquido em área basal ($m^2 ha^{-1}$) por espécie em uma floresta tropical seca, Floresta-PE, para um período de sete anos (2008-2015).....	65

CAPÍTULO 2: COMPETIÇÃO E CRESCIMENTO DE *Cenostigma bracteosum* (Tul.) E. Gagnon & G. P. Lewis EM FLORESTA TROPICAL SECA NO SEMIÁRIDO PERNAMBUCANO

Tabela 1. Índices utilizados para avaliar a competição sobre <i>Cenostigma bracteosum</i> em uma floresta tropical seca, município de Floresta-PE... ..	74
Tabela 2. Estatística descritiva das variáveis estudadas nos dois fragmentos de floresta tropical seca, município de Floresta-PE	76
Tabela 3. Correlação de Pearson entre o incremento periódico anual em diâmetro e os índices de competição (ICs) para duas áreas de Caatinga, no município de Floresta, semiárido pernambucano	82

1 INTRODUÇÃO GERAL

Florestas tropicais secas são as formações que se desenvolvem em regiões de clima quente, seco e são marcadas pela variabilidade da precipitação e da disponibilidade hídrica ao longo dos meses do ano, estando associadas a uma grande heterogeneidade de fatores ambientais, principalmente, os relacionados ao solo e à topografia. Estas florestas ocupam grande parte das áreas secas áridas e semiáridas da Terra.

As zonas áridas e semiáridas cobrem cerca de um terço das áreas continentais da Terra e são consideradas muito frágeis, especialmente, devido à alta densidade populacional e à variedade de processos de degradação (físicos, químicos e biológicos) a que estão submetidas (REYNOLDS et al., 2007). Desta forma, nessas zonas, há uma necessidade urgente na busca pela sustentabilidade dos sistemas de produção, considerando aspectos como a manutenção da biodiversidade, da qualidade da água e do solo, da paisagem, junto com a necessidade de manter a produção de bens diretos (madeira, frutos, renda, emprego etc.) e indiretos (água, recreação, beleza cênica etc.). Logo, um bom planejamento florestal sempre deve objetivar o equilíbrio entre os aspectos econômicos, sociais e ecológicos, exigindo, assim, um diálogo dinâmico e constante entre diferentes interesses.

No Brasil, as áreas semiáridas estão situadas principalmente na região Nordeste, onde está presente a vegetação conhecida como Caatinga, reconhecida por vários pesquisadores como uma floresta tropical seca (QUESADA et al., 2009; SAMPAIO et al., 2010; SANTOS et al., 2012; SANTOS et al., 2014). A Caatinga é uma vegetação xerófila que engloba muitas espécies decíduas e espinhosas, além de plantas com órgãos suculentos. Apresenta diversos tipos fisionômicos, denominados localmente como arbustivo, arbóreo, arbustivo-arbóreo e áreas caracterizadas por elevadas quantidades de Poaceae e Cyperaceae e com árvores distribuídas em manchas distintas. É comum a predominância de plantas anuais, cactáceas, bromeliáceas e componentes do estrato herbáceo, representados por gramíneas e dicotiledôneas (ARAÚJO; CASTRO; ALBUQUERQUE, 2007; SANTOS et al., 2010).

Historicamente, as áreas de Caatinga vêm sendo convertidas em agricultura e em pecuária de subsistência numa perspectiva de exploração excessiva e, também, devido às obras de infraestrutura e às expansões urbanas e industriais. Além disso, existe uma demanda considerável de produtos energéticos que, em sua maioria, é atendida pela biomassa de sua flora.

A ação antrópica tem contribuído com a degradação local, principalmente, pelas práticas exploratórias que vêm sendo realizadas por meio de técnicas insustentáveis e têm

ocasionado o desequilíbrio dos ecossistemas, comprometendo a diversidade da fauna, da flora e resultando na degradação dos solos. Neste contexto, a maior parte dos ecossistemas de Caatinga já passou por algum tipo de alteração (FERREIRA et al., 2014a).

No semiárido pernambucano, também há uma forte dependência dos habitantes quanto à utilização dos recursos florestais da Caatinga, especialmente, na área de carvoejamento, que abrange, entre outros municípios, o de Floresta, onde foi realizada a presente pesquisa. A exploração da vegetação nativa nessa área geralmente ocorre de maneira inadequada, sem nenhum planejamento que vise à recuperação do estoque retirado.

Em decorrência da exploração da vegetação, existe um passivo ambiental a ser compensado quanto aos remanescentes da Caatinga, assim, a realização de pesquisas que contribuam para a conservação ou recuperação de remanescentes florestais é importante para minimizar esses passivos e buscar a sustentabilidade das atividades produtivas.

Além da ação antrópica, a vegetação pode ser fortemente alterada pela ocorrência de fenômenos naturais como a seca, que é considerada um “desastre natural” recorrente na região semiárida do Brasil (ALVALÁ et al., 2019). A seca registrada nos últimos anos (2010-2016) tem sido considerada uma das mais severas nesta região (MARENGO et al., 2018).

Neste panorama, há a necessidade de pesquisas que avaliem o comportamento da vegetação diante das perturbações naturais e antrópicas as quais está ela submetida. Portanto, temas como a dinâmica da vegetação e processos, como a competição, que afetam o crescimento das plantas, assumem grande importância e seu estudo a partir de dados obtidos em longo prazo permite a avaliação das mudanças ao longo do tempo e pode auxiliar a tomada de decisões adequadas acerca do manejo dessa floresta seca.

A compreensão básica do funcionamento de um ecossistema florestal depende de informações acerca da sua estrutura natural e de sua dinâmica, sendo importante para fins práticos (KUULUVAINEN; AAKALA, 2011). O estudo da dinâmica de uma floresta busca a compreensão das mudanças na sua estrutura e composição ao longo do tempo, considerando seu comportamento em decorrência de distúrbios antrópicos e perturbações naturais. O crescimento das árvores e a influência dos distúrbios são fatores importantes da dinâmica florestal e são determinados por vários recursos e por condições ambientais, como radiação, temperatura, disponibilidade hídrica e solos (PRETZSCH, 2009).

Um dos processos mais importantes que afeta o crescimento das árvores é a competição (VANCLAY et al., 2013). O processo de competição entre plantas tem início quando os recursos necessários para seu crescimento decrescem abaixo de sua demanda, (WEBER et al., 2008). Isto acontece devido aos vários fatores bióticos e abióticos.

A competição é considerada uma variável quantitativa importante em modelos de crescimento e produção florestal. No entanto, é difícil de ser mensurada, pois não se conhecem suas causas diretas, bem como sua ligação com a redução dos recursos disponíveis e a diminuição da taxa de crescimento (MARTINS et al., 2011).

Diante do exposto, o objetivo geral desta pesquisa foi estudar a dinâmica da vegetação e a competição entre indivíduos arbustivo-arbóreos em uma área de floresta tropical seca no semiárido pernambucano, visando monitorar o comportamento da vegetação diante dos fenômenos bióticos e abióticos atuantes e contribuir com informações que possam ser usadas na indicação de formas de manejo florestal mais adequadas para a Caatinga, na busca de conciliar o desenvolvimento econômico, social e ambiental.

Assim, o presente estudo está dividido em dois capítulos. No primeiro, foi avaliada a dinâmica da vegetação em diferentes períodos que coincidiram com um intenso fenômeno de seca na região. Já no segundo capítulo, é abordado um dos processos de coexistência entre plantas, a competição, buscando estudar a relação das interações competitivas entre indivíduos arbustivo-arbóreos e o crescimento de *Cenostigma bracteosum* (Tul.) E. Gagnon & G. P. Lewis, uma espécie dominante na comunidade florestal.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 AS FLORESTAS TROPICAIS SECAS EM UM CONTEXTO MUNDIAL E NACIONAL

Numa definição simples, as florestas tropicais secas ocorrem em regiões tropicais marcadas pela existência de vários meses de seca intensa. Nesses ambientes, também há uma heterogeneidade espacial da disponibilidade hídrica em resposta às características físicas do solo e à topografia (MOONEY; BULLOCK; MEDINA, 1995; ALLEN et al., 2017).

A Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO) classificou as florestas tropicais secas como uma Zona Ecológica Global distribuída em clima tropical com chuvas de verão, com um período seco que pode se estender de 5 a 8 meses do ano, de modo que a precipitação média anual varia de 500 a 1500 mm. A maior extensão dessa zona está na África seguida pela América, principalmente a do Sul e uma menor parte se estende em algumas áreas do continente asiático (FAO, 2001).

Estimativas recentes baseadas nos conceitos da FAO e utilizando imagens de alta resolução apontam que as terras secas são cobertas por 1079 milhões de hectares de florestas em todos os continentes, sendo dois terços destas terras consideradas como florestas de dossel fechado, ou seja, que têm um percentual de cobertura pela copa das árvores maior ou igual a 40% (BASTIN et al., 2017).

Há dificuldades para diferenciar os conceitos e limites das florestas tropicais secas em relação às savanas e às florestas tropicais úmidas (DEXTER et al., 2018; PENNINGTON; LEHMANN; ROWLNAD, 2018). No entanto, Dexter et al. (2018) argumentam que os ecossistemas de florestas secas devem ser distinguidos como um bioma único, pois a combinação da seca sazonal e a ausência de incêndios frequentes as tornam muito distintas das savanas e das florestas úmidas.

A variação da precipitação é um fator preponderante na distinção das florestas ao longo dos trópicos, nos quais as tipologias úmidas predominam em locais de maior umidade; as savanas se destacam em condições intermediárias, enquanto as florestas secas ocorrem em condições de menor umidade. Sob limites de precipitação média anual abaixo de 1000 mm, a savana desaparece rapidamente e a floresta seca se torna o único tipo de vegetação dominada por árvores (DEXTER et al., 2018).

As florestas tropicais sazonalmente secas, como também são denominadas, compreendem uma alta heterogeneidade ambiental marcada por variações topográficas e de textura do solo, além de distúrbios bióticos, componentes que resultam na ocorrência de um

conjunto de comunidades de plantas distribuídas em manchas não contínuas (JHA; SINGH, 1990; PENNINGTON et al., 2009). São formações que possuem uma baixa cobertura do solo por gramíneas e que variam desde florestas diversas e de alta estatura em locais mais úmidos a formações arbustivas e com cactos nas áreas mais secas (PENNINGTON et al., 2000).

Em todos os locais onde ocorre, a floresta tropical sazonalmente seca é circundada por um complexo de tipos de vegetação determinado pelas condições abióticas locais. Dentre os principais biomas adjacentes, estão a savana, a floresta tropical de terras baixas e a floresta de montanha, exemplificadas, respectivamente, pelo cerrado do Brasil, a região de Chiquitano, na Bolívia e vales interandinos (PENNINGTON et al., 2009).

A diferenciação florística entre os vários grupos de florestas secas, marcada pela exclusividade de espécies em cada um deles, indica o alto nível de endemismo e de diversidade beta dessas florestas, o que significa a necessidade de implantar múltiplas áreas protegidas geograficamente dispersas (BANDA et al., 2016).

Quanto à conservação, as florestas secas sofrem uma grande pressão humana devido à alta densidade populacional e, ainda, a maior parte de sua área global está sob alto risco de, pelo menos, uma ou mais ameaças – conversão para agricultura, fogo, fragmentação florestal, alterações climáticas – fatos estes que as caracterizam por enfrentarem pressões mais intensas do que as florestas úmidas (MILES et al., 2006; SUNDERLAND et al., 2015).

Mais de um terço da população mundial reside nas áreas tropicais secas; em sua maioria, são pessoas pobres que dependem dos produtos fornecidos pelas savanas e pelas florestas secas para sobreviverem, tais como alimentos, água, medicamentos, combustível, ocasionando um grande impacto e degradação do ecossistema (PENNINGTON; LEHMANN; ROWLNAD, 2018).

As causas mais recentes responsáveis por acelerar a devastação de florestas secas são o cultivo intensivo de culturas agrícolas, como cana-de-açúcar, arroz e soja, ou a conversão em pastagem para o gado (BANDA et al., 2016). Na América Latina, menos de 10% das florestas tropicais secas ainda não foram alteradas, o que pode ser efeito da elevada procura pelos solos férteis que existem nessas áreas (PENNINGTON; LEHMANN; ROWLNAD, 2018).

A região que compreende a Caatinga, no Brasil, é uma das maiores e mais ricas formações florestais secas da América Latina (DEXTER et al., 2018; SUNDERLAND et al., 2015). Na distribuição das florestas secas, Miles et al. (2006) destacaram a caatinga como uma das áreas remanescentes mais extensas e contíguas, diferenciando-se das demais, que tendem a apresentar distribuição dispersa e fragmentada.

As florestas da Caatinga estão localizadas na região semiárida do Nordeste brasileiro e cobrem uma área similar à extensão territorial da França. Possuem uma vegetação decídua, em sua maior parte, ainda nativa, mas em diferentes estágios de regeneração, os quais são resultado das ações de desmatamento para produzir lenha ou para agricultura itinerante (BEZERRA-GUSMÃO et al., 2011; ARAÚJO FILHO et al., 2018).

Os padrões de distribuição das plantas nas florestas da Caatinga têm fortes relações com variáveis geoclimáticas que influenciam a disponibilidade de água subterrânea ao longo do tempo, além de uma relação secundária com variáveis relacionadas à quantidade de nutrientes minerais no substrato (SANTOS et al., 2012). Conforme esses autores, o substrato possui grande heterogeneidade devido à grande variação das rochas, que engloba quartzito, arenito, calcário e granito, dando origem aos vários tipos de solos existentes.

Alguns autores, a exemplo de Santos et al. (2012), denominam a Caatinga como um Domínio Fitogeográfico formado por um conjunto de unidades florísticas de florestas tropicais sazonalmente secas diferenciadas fortemente por fatores espaciais e ambientais. Esta diversidade de ecorregiões florísticas indica a importância ecológica e, portanto, o alto valor de conservação da Caatinga.

É necessária uma maior preocupação quanto à exploração da floresta em áreas de Caatinga, especialmente porque o corte da vegetação resulta em várias consequências negativas, como a perda de nutrientes, de carbono e da atividade microbiana do solo (ARAÚJO FILHO et al., 2018). De acordo com esses autores, o tempo de recuperação do carbono no solo após o corte da floresta é de, pelo menos, seis décadas para se atingir condições próximas às das florestas que não foram cortadas.

2.2 DINÂMICA DE FLORESTAS TROPICAIS

A dinâmica estrutural das árvores em florestas naturais é resultado de um elevado número de respostas e de processos causados pelo regime de perturbação ao longo do tempo e do espaço. Por exemplo, a estrutura atual, representada por variáveis como o tamanho da árvore e a existência de clareiras, exerce um impacto direto nos processos de semeadura e de sucessão, os quais, por sua vez, influenciam na estrutura futura da floresta (GHALANDARAYESHI et al., 2017).

Os componentes fundamentais da dinâmica florestal compreendem o crescimento, o recrutamento e a mortalidade. Para obter informações sobre estes processos se utiliza,

principalmente, o inventário florestal contínuo com parcelas permanentes monitoradas ao longo do tempo (FIGUEIREDO FILHO et al., 2010).

A ocorrência de mortalidade tem implicações contínuas para a dinâmica da floresta, influenciando na estrutura, na composição e no arranjo espacial de espécies e de indivíduos (OLANO et al., 2009; HURST et al., 2012). Conhecer os fatores de risco de mortalidade para as espécies é desejável para o desenvolvimento de modelos preditivos da dinâmica e para o manejo da floresta para produção sustentável (HURST et al., 2012).

Na modelagem para florestas inequiâneas, as variáveis independentes responsáveis pela maior influência sobre a mortalidade são a taxa de incremento e a densidade da floresta, destacando-se, também, a ocorrência de pragas, doenças, incêndios, ventos e a interferência antrópica, por meio da extração madeireira e dos tratamentos silviculturais aplicados nas florestas manejadas (ROSSI et al., 2007).

Em floresta tropical seca no sul da Índia, os principais fatores atribuídos à mortalidade das plantas foram os incêndios, a herbivoria por elefantes, além de outras causas como a queda de árvores devido aos fortes ventos ou às tempestades (SUKUMAR et al., 2005).

Eventos de mortalidade generalizada, como os que acontecem em decorrência de secas severas, podem gerar consequências em longo prazo sobre a dinâmica da comunidade e as interações entre espécies, e, também, podem ter influência sobre o CO₂ atmosférico e o clima (MCDOWELL et al., 2008).

De acordo com Chiteculo e Surovy (2018), as interações entre espécies, fatores ambientais e a intervenção antrópica por longos períodos são componentes que também afetam a estrutura e a dinâmica da floresta.

As respostas de crescimento têm uma ligação com a idade e com o tamanho das árvores, e podem ser induzidas pela combinação das mudanças fisiológicas e/ou morfológicas dos indivíduos durante o desenvolvimento de cada espécie com as condições ambientais limitantes (ROZAS, 2015). Fatores como competição e índices climáticos afetam de forma mútua o crescimento de árvores, podendo causar efeitos variáveis a depender da idade, do tamanho, das espécies e das características do povoamento (JIANG et al., 2018).

Nas florestas tropicais globais, a limitação pelo balanço hídrico exerce um controle de primeira ordem sobre a sazonalidade fotossintética, mas também existem outros fatores importantes, como o tipo de vegetação e a diversidade de espécies (MCDOWELL et al., 2008; GUAN et al., 2015). Além disso, a sazonalidade das chuvas também é um fator de forte influência, pois estações secas mais longas ou mais intensas podem ocasionar uma redução nas propriedades fotossintéticas.

A oscilação da precipitação anual presente nos ambientes estacionais pode exercer uma intensa influência na dinâmica florestal, resultando em períodos intercalados de maior ou menor mortalidade e em consequentes instabilidades no balanço entre mortalidade e entre recrutamento (CARVALHO; FELFILI, 2011).

Nas áreas de Caatinga, as formas de distribuição irregular e imprevisível da precipitação agem como uma força seletiva, pois influenciam o comportamento reprodutivo das plantas e provocam uma mortalidade variável nas suas populações, logo, constituem fatores determinantes da dinâmica deste ecossistema (ALBUQUERQUE et al., 2012).

Apesar do conhecimento de que vários processos influenciam a dinâmica das populações de plantas na Caatinga, poucos estudos foram realizados para entendê-la (ALBUQUERQUE et al., 2012), e algumas pesquisas têm se concentrado em espécies herbáceas a exemplo de REIS et al., 2006 e LIMA et al., 2007.

Da mesma forma, existem poucos estudos sobre a dinâmica e sobre o crescimento de espécies arbustivas e arbóreas da Caatinga. Dentre esses, alguns avaliaram mudanças florísticas e estruturais em Caatinga no estado de Pernambuco (CAVALCANTI et al., 2009), aspectos fitossociológicos e o crescimento de uma espécie individual no semiárido pernambucano (SILVA et al., 2017) e outros, também no estado de Pernambuco, têm estudado a mortalidade, o recrutamento e o crescimento das espécies (PIMENTEL, 2012; BARRETO, 2013; MELO, 2016; SILVA, 2018).

2.3 COMPETIÇÃO ENTRE ÁRVORES

A competição em uma comunidade florestal é definida por Weiner; Wright e Castro (1997) como a redução do crescimento pela influência dos vizinhos e esse efeito pode elevar-se à medida que o nível de procura por recursos aumenta. Neste sentido, os autores afirmam que uma intensidade máxima de competição por um recurso é verificada em um nível intermediário entre dois limites, sendo um deles o nível zero e o outro quando há uma abundância infinita na disponibilidade dele, ambas as situações caracterizadas por não haver competição.

No processo de competição, é importante considerar o modo como as árvores competem, o qual pode ser descrito como assimétrico ou simétrico ao tamanho; sendo a competição assimétrica geralmente determinada pelos recursos acima do solo, principalmente a luz, enquanto a simétrica está relacionada aos recursos subterrâneos, como água e nutrientes (PRETZSCH; BIBER, 2010). Entretanto, há evidências de que a competição abaixo do solo

também pode ser assimétrica, inclusive, tendendo a aumentar com a maior disponibilidade de umidade (REWALD; LEUSCHNER, 2009).

Weiner; Wright e Castro (1997) complementam que, na competição simétrica, os organismos adquirem os recursos de um ambiente competitivo em relação ao seu próprio tamanho; por outro lado, a competição assimétrica ocorre quando a aquisição de recursos não é relativa ao tamanho, o que implica afirmar que indivíduos maiores têm um efeito competitivo multiplicativo sobre os pequenos indivíduos.

Outra abordagem importante é sobre a capacidade competitiva em plantas, a qual engloba dois componentes, o efeito competitivo e a resposta competitiva. O primeiro é definido pela capacidade que um indivíduo possui de suprimir os recursos para os vizinhos, enquanto a resposta competitiva está relacionada à capacidade de tolerar a supressão ou os baixos níveis de recursos (GOLDBERG, 1990).

De acordo com Primack et al. (1985), as árvores podem competir pelos recursos (luz, água, nutrientes) quando estes forem limitados e, como resultado, as árvores maiores ou de rápido crescimento tendem a suprimir o crescimento das árvores vizinhas. A competição por água e nitrogênio do solo tem sido abordada em savanas secas na África, onde as análises apontaram que as árvores são fortes concorrentes pelo nitrogênio e as gramíneas tendem a competir mais fortemente pela água do solo (DONZELLI; MICHELE; SCHOLE, 2013).

O processo competitivo é complexo e importante para o crescimento das árvores nas florestas. Vários estudos relataram a influência negativa do aumento da competição na taxa de crescimento das árvores (DAS, 2012; ROZAS, 2015; TENZIN et al., 2017; JIANG et al., 2018). As relações entre competição e taxa de crescimento são diversas, pois existem diferenças entre as espécies quanto ao tamanho da vizinhança efetiva, à resistência a competição com o tamanho da árvore, à resposta à distância e ao tamanho dos vizinhos e suas interações competitivas com espécies vizinhas (DAS, 2012).

O entendimento teórico do processo de competição ainda é limitado em florestas mistas, pois a maior parte dos estudos tem se concentrado em povoamentos de uma única espécie e, muitas vezes, em espécies de vida curta como as herbáceas (LAROCQUE et al., 2013). Segundo esses autores, isso ocorre devido à complexidade que existe nas florestas mistas, pois elas contêm indivíduos lenhosos e herbáceos de diferentes idades, tamanhos, estruturas, características fisiológicas e histórias de vida.

Para análise da competição florestal, utilizam-se índices que permitem quantificar o nível competitivo de uma árvore (árvore-objeto) em relação ao de suas competidoras (DAVIS et al., 2005; SABATIA; BURJHART, 2012). Os índices de concorrência ou competição

podem ser utilizados como variáveis na composição de modelos simuladores de crescimento e produção. Estes são expressões matemáticas que podem ou não considerar a distância entre a árvore-objeto e suas concorrentes e fornecem uma estimativa do espaço horizontal ocupado por cada árvore-objeto em relação as suas vizinhas (CHASSOT et al., 2011).

Com a utilização de índices dependentes da distância, pretende-se capturar melhor as mudanças de escala na competição devido ao arranjo espacial dos vizinhos, enquanto os índices independentes não consideram os efeitos da distância na área estabelecida (STADT et al., 2007). Segundo os autores, como a ação de obter as localizações das árvores é cara e requer mais tempo, os índices dependentes da distância devem apresentar melhores resultados sobre os independentes para compensar os seus maiores custos.

Para o cálculo de índices de competição de árvores individuais, algumas premissas simples são consideradas, incluindo a de que todas as espécies são concorrentes equivalentes e que a força competitiva varia de forma linear com a distância e o diâmetro do competidor (DAS, 2012).

Existem vários índices na literatura que têm sido amplamente utilizados com a finalidade de quantificar a competição entre árvores, os quais possuem várias características e particularidades, por exemplo, os índices independentes (GLOVER; HOOL, 1979; WYKOFF et al., 1982; WYKOFF, 1990; MARTINS et al., 2011) e os dependentes da distância (BELLA, 1971; HEGYI, 1974; ROUVINEN; KUULUVAINEN, 1997; GÓMEZ-APARÍCIO et al., 2011). Alguns desses índices foram utilizados nesta pesquisa e são brevemente apresentados na sequência.

O índice proposto por Wykoff et al. (1982) é independente da distância e supõe que apenas árvores maiores competem com uma determinada árvore sob competição. Sua medida é obtida pela soma da área basal das árvores maiores em relação a uma determinada árvore objeto, por isso, é comumente referido pela sigla “BAL” – *Basal Area Larger*.

O índice de Hegyi (1974) é o somatório da razão entre o diâmetro, a altura do peito (DAP) da árvore competidora j e o da árvore-objeto i ponderado pela distância horizontal entre elas. O princípio deste índice é de que árvores maiores e mais próximas exercem um maior efeito competitivo sobre a árvore-objeto (TENZIN et al., 2017). Tem sido considerado um dos mais aplicados em nível de árvore individual (SABATIA; BURJHART, 2012).

Vale ressaltar que os índices de competição frequentemente apresentam correlação com a dinâmica da vegetação a partir de variáveis dendrométricas obtidas em parcelas permanentes, tais como: crescimento em diâmetro, área basal, altura e probabilidade de mortalidade (DANIELS 1976; WEBER et al., 2008; MARTINS et al., 2011). Os índices de

competição também têm sido estudados na Ciência Florestal para avaliar a prognose do crescimento em grupos de espécies em florestas naturais (WIMBERLY; BARE, 1996).

2.4 ÁRVORES MULTIFUSTES

O perfilhamento de indivíduos arbustivo-arbóreos consiste na formação de indivíduos com múltiplos fustes e, na Caatinga, é considerada uma estratégia de colonização de novas áreas após o corte, sendo entendida como uma característica mais evidente de regeneração da vegetação em locais submetidos à severa perturbação (FERRAZ et al., 2014). A presença de múltiplos fustes, muitos destes tortuosos, tem limitado o uso da vegetação Caatinga para fins industriais, logo, sua utilização predominante tem se restringido a estacas, lenha e carvão (OLIVEIRA et al., 2006).

A ocorrência de indivíduos com múltiplos fustes deve ser considerada nos estudos de dinâmica de crescimento populacional da Caatinga, de modo que os componentes do crescimento (mortalidade, corte e ingresso) sejam o resultado da soma dos valores referentes aos indivíduos e aos fustes (FERREIRA et al., 2014b).

Os múltiplos fustes apresentados pela maioria dos indivíduos arbustivo-arbóreos da Caatinga podem ser desenvolvidos a partir de estruturas epicórmicas. O termo epicórmico se refere à ramificação que surge a partir de uma gema suprimida e que não tem a medula diretamente conectada à medula do eixo principal da árvore, possuindo apenas uma ligação indireta por meio de um traço da própria gema suprimida (MORISSET et al., 2012b).

O potencial epicórmico varia bastante de acordo com a espécie, variação também existente em relação à longevidade e à dinâmica das gemas epicórmicas (MEIER; SAUNDERS; MICHLER, 2012). Há, também, confirmações de que a emergência de brotações epicórmicas varia consideravelmente entre árvores de uma espécie individual, bem como entre diferentes condições do sítio, e essas características afetam o número e o tipo de gemas e, conseqüentemente, o desenvolvimento futuro das ramificações (MORISSET et al., 2012b).

A brotação epicórmica é considerada uma resposta dos indivíduos ao estresse severo, os quais após detectar o estresse ativam o crescimento de meristemas pouco desenvolvidos visando a rápida substituição da biomassa perdida (MEIER; SAUNDERS; MICHLER, 2012). Em florestas secas no México avaliadas após um furacão, grande parte dos caules e das espécies produziu rebrotas após o distúrbio, confirmando que a capacidade para rebrotar influencia na dinâmica e na resiliência da comunidade florestal, especialmente, após

distúrbios graves; e também constitui em vantagens ecológicas (JIMENEZ-RODRÍGUEZ et al., 2018).

Um fator importante que também pode influenciar o crescimento, a densidade da ramificação e a floração é a disponibilidade de água, logo, o déficit hídrico pode afetar os padrões de desenvolvimento das gemas axilares, bem como o número de gemas florais ao longo dos ramos (NEGRÓN et al., 2014). Conforme observado por Morisset et al. (2012a), a brotação de uma espécie de carvalho foi bastante controlada pela disponibilidade de água, além de ter sofrido influência de carboidratos presentes na madeira.

A capacidade de rebrota de espécies em uma floresta tropical seca no semiárido brasileiro avaliada após o corte também indicou a possível influência dos carboidratos da madeira, pois houve uma correlação positiva entre a circunferência das cepas e o número de perfilhos emitidos, indicando que a maior reserva nutricional contida nas cepas maiores pode permitir uma quantidade de carboidratos necessária para a emissão e para o crescimento das brotações (LIMA et al., 2018).

CAPÍTULO 1
DINÂMICA DA COMUNIDADE ARBUSTIVO-ARBÓREA EM UMA FLORESTA TROPICAL SECA
NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

RESUMO

A Caatinga é a floresta tropical seca do Nordeste brasileiro com uso histórico marcado por uma exploração extensiva e predatória, cujos impactos são intensificados pela ocorrência de secas severas na região. O objetivo deste capítulo foi avaliar a dinâmica da vegetação Caatinga em períodos que coincidiram com um intenso fenômeno de seca na região, buscando responder às seguintes perguntas: A seca influencia na estrutura da vegetação Caatinga? Quais as espécies que apresentam maior tolerância ao estresse hídrico prolongado e quais demonstram maior vulnerabilidade? O crescimento das espécies e da comunidade é afetado por esse fenômeno prolongado? Este estudo foi realizado em um fragmento de vegetação nativa no município de Floresta, semiárido de Pernambuco. A área vem sendo monitorada desde o ano 2008, quando foram instaladas 40 parcelas permanentes de 20 m x 20 m, nas quais todos os indivíduos arbustivo-arbóreos com circunferência a 1,30 m do solo (CAP) \geq 6 cm foram identificados e medidos. A dinâmica da comunidade florestal foi avaliada durante três períodos (2012-2015, 2015-2018 e 2008-2015). Foram estimadas as mudanças nos parâmetros fitossociológicos da estrutura horizontal, o crescimento em diâmetro e em área basal, as taxas de mortalidade e recrutamento das espécies. No total, foram registradas 27 espécies pertencentes a 25 gêneros e 11 famílias botânicas, porém, o número de espécies e de famílias reduziu durante os períodos. As taxas de mortalidade de indivíduos e de fustes foram altas, contrastando com baixos recrutamentos. O período entre 2012 a 2015 resultou em respostas fortemente negativas da comunidade, com taxas de mortalidade de indivíduos e fustes de 14,27% e 16,55%, respectivamente. O incremento periódico anual médio em diâmetro para a comunidade variou de 0,12 cm ano⁻¹ a 0,20 cm ano⁻¹, sendo a maior média registrada para o período de 2015 a 2018. Em termos de área basal, o crescimento líquido foi negativo nos períodos, no entanto, a vegetação apresentou indícios de início de recuperação no período 2015-2018. Houve mudanças consideráveis na composição e estrutura da vegetação durante os períodos. As espécies de maior suscetibilidade ao estresse foram: *Mimosa ophthalmocentra*, *Mimosa tenuiflora* e *Manihot carthaginensis*, inferindo a necessidade de cautela quanto ao seu manejo em condições de estresse severo. Espécies que demonstraram ser mais tolerantes ao estresse prolongado foram a *Jatropha molissima* e a *Cnidoscolus quercifolius*, destacando-se também a *Cenostigma bracteosum*, a *Myracrodruon urundeuva* e a *Aspidosperma pyrifolium*. O crescimento em diâmetro e área basal da vegetação foi afetado pelos baixos índices pluviométricos e pelas elevadas temperaturas médias anuais.

Palavras-chave: Caatinga; Seca prolongada; Crescimento; Mortalidade; Ingresso.

1 INTRODUÇÃO

A floresta tropical seca predominante na região semiárida brasileira é denominada Caatinga. Essa vegetação é caracterizada por uma miscelânea de arbustos espinhosos e florestas sazonalmente secas que cobrem a maior parte do território dos estados do Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco, Alagoas, Sergipe, Bahia e, também, ocorre no norte do estado de Minas Gerais (LEAL et al., 2005).

Sua flora nativa engloba espécies vegetais com caracteres anatômicos, morfológicos, ecofisiológicos e funcionais adaptados que possibilitam a sobrevivência das plantas às condições adversas de clima e solo, típicas desta fisionomia (PEREIRA JÚNIOR et al., 2012; SANTOS et al., 2014).

Ao longo de sua história, a Caatinga tem sido explorada de maneira extensiva e muitas áreas de vegetação têm sido convertidas para uso com finalidades econômicas. A atividade econômica prevalecente ainda é a agropecuária, altamente variável de ano para ano e dependente do ciclo das chuvas, em que predominam sistemas de produção mistos, com lavoura de policultura, pecuária e extração da madeira.

No decorrer da última década, a região semiárida foi afetada por uma forte seca que tem causado impactos significativos em termos econômicos, sociais e ambientais. Essa seca tem sido apontada como a maior e mais longa da história na região (MARENGO et al., 2018; BARBOSA et al., 2019).

Diante desse cenário, entender a dinâmica florestal dos ecossistemas de Caatinga é fundamental para a elaboração de estratégias visando a minimização dos impactos causados pela exploração predatória e insustentável que vem sendo praticada. Portanto, o monitoramento contínuo da vegetação é necessário para acompanhar as mudanças no tempo e no espaço, permitindo obter informações que subsidiem a tomada de decisões corretas, por exemplo, quanto à prescrição de tratamentos silviculturais, à identificação de espécies tolerantes ou suscetíveis a estresses severos, bem como, à definição do ciclo de corte adequado do manejo florestal.

Há necessidade de pesquisas nas florestas secas de modo a produzir conhecimentos para nortear políticas globais, regionais e locais. Logo, é importante priorizar a realização de inventários para avaliação florística e para estimativa do crescimento e da mortalidade de árvores, além de estudos sobre a dinâmica dessas florestas, os quais podem ajudar a prever respostas a distúrbios, regimes de manejo e futuras mudanças climáticas (SUNDERLAND et al., 2015).

No contexto das alterações climáticas, previsões indicam mudanças futuras significativas nos padrões de precipitação e de elevação das temperaturas, bem como a ocorrência de eventos extremos e severos com maior frequência, portanto, conhecer as espécies tolerantes e adaptadas para sobreviver nos trópicos secos é uma necessidade cada vez mais relevante, tendo em vista a possível eficiência destes na mitigação da mudança climática (PENNINGTON; LEHMANN; ROWLNAD, 2018).

Diante do exposto, o objetivo geral deste capítulo foi avaliar a dinâmica da vegetação Caatinga em períodos que coincidiram com um intenso fenômeno de seca na região, buscando responder as seguintes perguntas: a seca influencia na estrutura da vegetação Caatinga? Quais as espécies que apresentam maior tolerância ao estresse hídrico prolongado e quais demonstram maior vulnerabilidade? O crescimento das espécies e da comunidade é afetado por esse fenômeno prolongado?

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

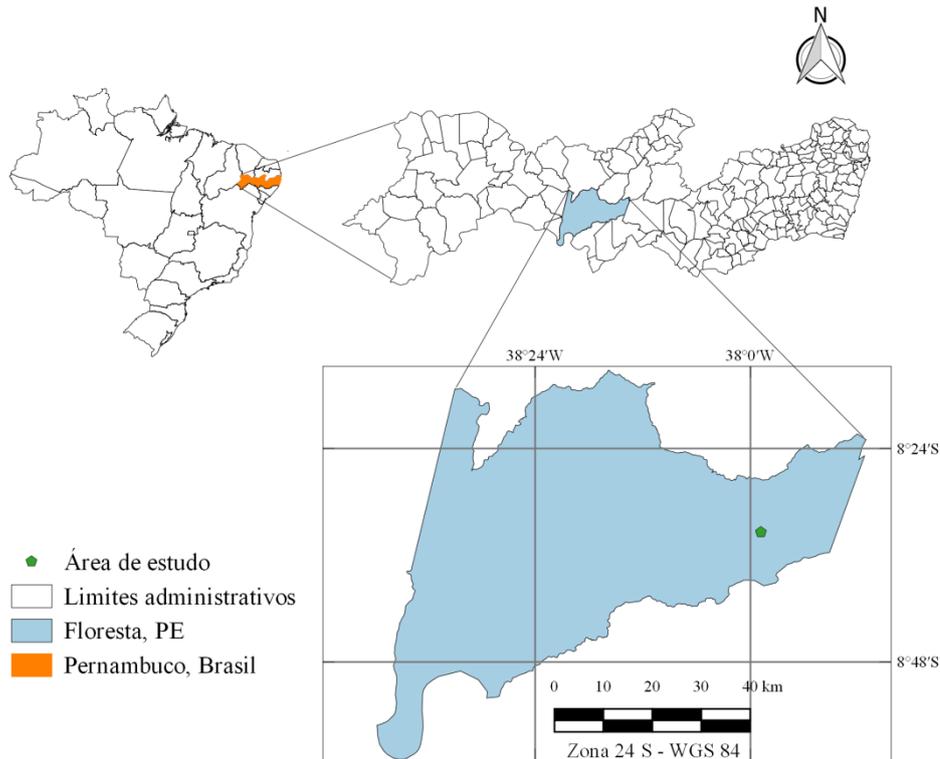
O estudo foi realizado na Fazenda Itapemirim, uma propriedade particular localizada no município de Floresta, estado de Pernambuco, situada a 8°30'49" Latitude Sul e 37°57'44" Longitude Oeste, com uma extensão total de 5.695,65 ha. O município está inserido na mesorregião do São Francisco Pernambucano e microrregião de Itaparica, abrangendo uma área de 3675 km².

A área destinada para este estudo compreende um fragmento de vegetação nativa que ocupa aproximadamente 50 ha da fazenda e está situado sob as coordenadas 8°33'25" S e 37°58'50" W (Figura 1). O histórico de uso aponta que esse fragmento não experimenta maiores perturbações antrópicas há cerca de seis décadas, sendo considerado conservado no contexto local. Os relatos são de pouco histórico de corte, provavelmente, ocorrendo apenas a retirada de produtos florestais para eventual manutenção das cercas que limitam a fazenda. No entanto, é constante a presença de animais, principalmente caprinos, que pastejam na área de forma extensiva.

Pela classificação climática de Köppen, o clima da região é do tipo BSh, o que reporta a um clima semiárido quente (ALVARES et al., 2013). A precipitação anual total média fica compreendida entre 380 e 760 mm e a temperatura média anual do ar é maior que 18 °C. Os períodos de chuva são concentrados geralmente nos primeiros seis meses do ano com destaque para março e abril como os mais chuvosos.

A vegetação pode ser classificada como Savana-Estépica Arborizada, de acordo com a classificação proposta pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2012). O solo predominante na região é o Luvisolo Crômico, caracterizado por ser raso a pouco profundo e por apresentar usualmente mudança abrupta em sua textura (EMBRAPA, 2018).

Figura 1 – Localização da área de estudo em âmbito nacional, estadual e municipal

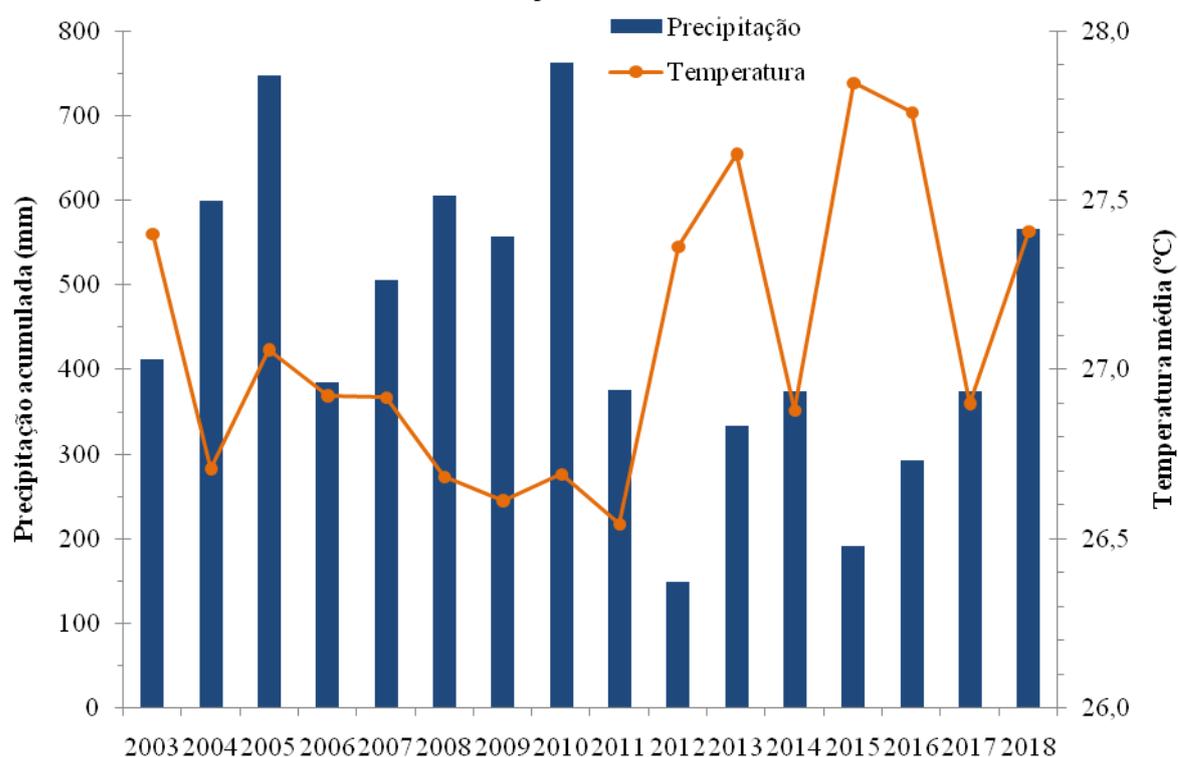


Fonte: Elaborada pelo autor, 2019.

A área de estudo está inserida na ecorregião depressão sertaneja meridional. Esta região está entre as mais impactadas pela ação humana e com poucas áreas protegidas, em termos de número, área total ou categoria de proteção, mas ainda possuem áreas razoavelmente extensas com possibilidade de recuperação (VELLOSO et al., 2002).

Dados de precipitação acumulada e temperatura média anual para os últimos 16 anos no município de Floresta (Figura 2) foram obtidos da base de dados meteorológicos do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2018) e da Agência Pernambucana de Águas e Clima (APAC, 2018). Observa-se uma redução da precipitação anual após 2010, bem como um aumento em torno de 1 °C na temperatura média anual.

Figura 2 – Precipitação acumulada (mm) e temperatura média (°C) anual nos últimos 16 anos (2003-2018) para o município de Floresta, PE



Fonte: Dados obtidos da APAC, 2018; INMET, 2018.

2.2 COLETA DOS DADOS

O histórico de estudo retrata o estabelecimento e o monitoramento, desde o ano de 2008, de 40 parcelas com dimensões 20 m x 20 m que estão a uma distância de 80 m entre si e a 50 m da bordadura, totalizando uma área amostral de 1,6 ha.

Na instalação das parcelas, todos os indivíduos com circunferência a 1,30 m do solo (CAP) igual ou maior que 6 cm ($CAP \geq 6$ cm) foram identificados e marcados em sua CAP, visando padronizar o local de medição. As medições das circunferências foram refeitas nos anos de 2012, 2015 e 2018, ocasiões em que se registrou, no banco de dados, os indivíduos e/ou fustes que atingiram a CAP mínima estipulada e, também, os mortos e caídos. Os dados foram coletados nos meses de setembro de cada ano, coincidindo com o período seco.

Um indivíduo era considerado morto se não apresentasse sinais visíveis de meristema em atividade. A presença de caule seco e de casca sem tecido vivo quando descascada superficialmente eram características determinantes para atribuir a mortalidade. Além dessas, também se considerava a ausência de brotações a partir da base do caule e da raiz.

Neste estudo, foi considerado indivíduo toda a parte da planta identificada como pertencente a um único sistema radicular, sendo essa distinção realizada observando a parte aérea acima do solo. Todas as bifurcações abaixo de 1,30 m em um mesmo indivíduo e que

tivessem o critério de inclusão mínimo adotado foram consideradas fustes. Portanto, foram encontrados indivíduos com fuste único (Figura 3A) e com múltiplos fustes (Figura 3B).

Figura 3 – Indivíduo com fuste único, sem bifurcações (A) e com bifurcações abaixo de 1,30 m, possuindo múltiplos fustes (B)



Fonte: Elaborada pelo autor, 2019.

No caso de indivíduos multifustes, foi calculado o diâmetro médio (Dg) por meio da Equação 1. Esse diâmetro representa a área basimétrica considerando todos os fustes de um indivíduo.

$$Dg_j = \sqrt{\sum_{i=1}^f DAP_i^2} \quad (1)$$

Em que: Dg_j – Diâmetro médio do j -ésimo indivíduo (cm); f – Número de fustes do j -ésimo indivíduo; DAP_i – Diâmetro a 1,30m do solo do i -ésimo fuste ($i = 1, 2, 3, \dots, f$) do j -ésimo indivíduo (cm).

Com as medições nos diferentes anos, foram estimados os parâmetros fitossociológicos e os componentes da dinâmica para três períodos distintos, sendo dois com amplitude de três anos e um período com intervalo de sete anos. Desta forma, foram utilizados

os dados coletados em 2008, 2012, 2015 e 2018, para obtenção dos resultados para os períodos de 2012-2015, 2015-2018 e 2008-2015.

3.3 ANÁLISE DOS DADOS

A nomenclatura botânica e autoria das espécies foram atualizadas com base na *Lista de Espécies da Flora do Brasil* (Flora do Brasil, 2020, em construção). A sistematização taxonômica das espécies em famílias foi realizada de acordo com o sistema de classificação das Angiospermas (BYNG et al., 2016).

As estimativas dos parâmetros fitossociológicos densidade, frequência, dominância e valor de importância, em valores absolutos e relativos, foram obtidos conforme Mueller-Dombois e Ellenberg (1974). A densidade representa uma estimativa do número de indivíduos de cada espécie que compõe a vegetação, por unidade de área. A frequência corresponde ao número de vezes que uma espécie é encontrada em um determinado número total de amostras. Já a dominância é expressa pela área basal da espécie, que é dada pela soma das áreas seccionais dos indivíduos, por unidade de área. A média das estimativas dos parâmetros relativos de densidade, frequência e dominância das espécies amostradas resulta no valor de importância relativo (VI).

As estimativas de crescimento em área basal foram obtidas por meio da metodologia de Beers (1962), modificada por Ferreira et al. (2014b). Estes propuseram uma modificação importante no cálculo dos componentes tradicionais de crescimento, passando a considerar o caso dos indivíduos multifustes existentes na Caatinga.

Diante disso, as estimativas foram realizadas com base na área basal de indivíduos no início (G1) e no final do período de mensuração (G2), na área basal de indivíduos mortos durante o período (M_{IND}), na área basal de fustes mortos (M_{FUSTE}), na área basal de indivíduos ingressos no período (I_{IND}) e na área basal de fustes ingressos (I_{FUSTE}). As medidas de crescimento bruto incluindo e excluindo ingressos (CBi e CB) e de crescimento líquido nas mesmas condições (CLi e CL) foram calculadas pelas Equações 2, 3, 4 e 5.

$$CBi = G2 + M_{IND} + M_{FUSTE} - G1 \quad (2)$$

$$CB = G2 + M_{IND} + M_{FUSTE} - I_{IND} - I_{FUSTE} - G1 \quad (3)$$

$$CLi = G2 - G1 \quad (4)$$

$$CL = G2 - I_{IND} - I_{FUSTE} - G1 \quad (5)$$

Foi calculado o incremento periódico anual (IPA) em diâmetro somente para os indivíduos e respectivos fustes medidos em ambas as ocasiões de cada período analisado. O IPA foi obtido pela razão entre o incremento periódico, dado pela diferença entre os diâmetros mensurados nas duas ocasiões, e a amplitude de tempo do monitoramento, em anos (Equação 6). Também foi calculado o incremento relativo, obtido pela razão entre o IPA e o diâmetro inicial mensurado na primeira ocasião multiplicada por 100.

$$IPA = \frac{Df - Di}{t} \quad (6)$$

Em que: IPA – incremento periódico anual em diâmetro, em cm ano^{-1} ; Df – diâmetro medido no final do período, em cm; Di – diâmetro medido no início do período, em cm; t – intervalo de tempo do monitoramento, em anos.

O incremento em diâmetro foi estimado para toda a comunidade, porém, foi estudado de forma mais detalhada para nove espécies, as quais foram selecionadas dentre as de maior valor de importância e que compreendiam mais de 20 indivíduos sobreviventes em todas as ocasiões de monitoramento. Para essas espécies, os resultados também foram apresentados por meio de boxplots, visando expressar a variação do incremento.

As espécies selecionadas foram: *Bauhinia cheilantha* (Bong.) Steud., *Croton heliotropiifolius* Kunth, *Anadenanthera colubrina* var. *cebil* (Griseb.) Altschul, *Jatropha mollissima* (Pohl) Baill., *Mimosa ophthalmocentra* Mart. ex Benth., *Myracrodruon urundeuva* Allemão, *Cenostigma bracteosum* (Tul.) E. Gagnon & G. P. Lewis, *Aspidosperma pyriforme* Mart. & Zucc. e *Cnidocolus quercifolius* Pohl.

As taxas de mortalidade e de recrutamento das espécies foram estimadas para indivíduos e para fustes por meio de modelos algébricos (LIEBERMAN et al., 1995; SHEIL; MAY, 1996), conforme as Equações 7 e 8.

$$TM = (1 - ((Ni - m)/Ni)^{1/t}) \times 100 \quad (7)$$

$$TR = (1 - (1 - Nr/Nf)^{1/t}) \times 100 \quad (8)$$

Em que: TM – Taxa de mortalidade, em porcentagem; TR – Taxa de recrutamento, em porcentagem; Nf – Número de indivíduos/fustes no final do intervalo de mensuração; Ni – Número de indivíduos/fustes no início do intervalo de mensuração; m – Número de

indivíduos/fustes mortos; Nr – Número de indivíduos/fustes recrutados (ingressos); t – Intervalo de tempo entre as mensurações, em anos.

Os dados foram tabulados e organizados em planilha eletrônica Excel. As análises foram realizadas com auxílio dos softwares Excel e Mata Nativa 4.04 (CIENTEC, 2016). A elaboração dos gráficos foi realizada no software R Studio, por meio dos recursos do pacote *ggplot2*.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA

Durante todos os anos avaliados, o número de espécies presentes nas unidades amostrais variou de 27 (2012) a 22 (2018) e, em conjunto, as 27 espécies amostradas pertenciam a 25 gêneros e a 11 famílias botânicas (Tabela 1).

No ano inicial do levantamento (2008), o fragmento era representado por 26 espécies e 10 famílias. Para os demais anos avaliados, o único em que não houve perda de espécies e ocorreu ingresso de uma espécie foi 2012, representado por 27 espécies e 11 famílias, constatando-se a entrada da espécie *Neocalyptrocalyx longifolium*, pertencente à família Capparaceae.

Em relação a 2012, o número total de espécies e de famílias diminuiu em 2015, registrando-se a perda de três espécies (*Senna macranthera*, *Varronia leucocephala*, *Ziziphus joazeiro*) e de duas famílias nesse período (Boraginaceae e Rhamnaceae). Durante o intervalo subsequente, de 2015 a 2018, houve novamente perda de espécies (*Cnidoscolus bahianus* e *Ximenia americana*), diminuindo de 24 para 22, bem como de uma família (Olacaceae), resultando na redução para oito famílias.

A espécie *Ziziphus joazeiro* é geralmente encontrada em locais com maior disponibilidade de água subterrânea, como vales fluviais ou outros locais que armazenam água por mais tempo no solo (ANDRADE-LIMA, 1981), o que pode justificar seu desaparecimento das parcelas deste estudo quando o estresse hídrico aumentou.

A capacidade para manter a composição florística, verificada nos primeiros anos avaliados, sugere a existência de um equilíbrio entre os fatores bióticos e abióticos. No entanto, a partir de 2012, a notória redução da riqueza florística do fragmento pode ser atribuída aos distúrbios abióticos decorrentes da seca que ocorreu na região.

Em estudos na América Norte, Zhang et al. (2010) destacaram que as respostas da vegetação às mudanças na precipitação e à duração da seca são complexas, o que pode

resultar em alterações na estrutura da comunidade, no funcionamento do ecossistema e na composição de espécies, resultados condizentes com os obtidos para a vegetação Caatinga da presente pesquisa, a qual apresentou respostas ligadas às mudanças na precipitação e à ocorrência de seca prolongada, a exemplo das alterações na composição florística marcadas pela perda de espécies e de algumas famílias.

Tabela 1. Famílias e espécies arbustivo-arbóreas amostradas em uma floresta tropical seca, município de Floresta – PE, durante os anos avaliados

Família	Espécie	
	Nome científico	Nome comum
Anacardiaceae	<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	Aroeira
	<i>Schinopsis brasiliensis</i> Engl.	Baraúna
	<i>Spondias tuberosa</i> Arruda	Umbuzeiro
Apocynaceae	<i>Aspidosperma pyriforme</i> Mart. & Zucc.	Pereiro
Boraginaceae	<i>Varronia leucocephala</i> (Moric.) J. S. Mill	Moleque duro
Burseraceae	<i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J. B. Gillett	Imburana de cambão
Capparaceae	<i>Cynophalla flexuosa</i> (L.) J. Presl	Feijão bravo
	<i>Neocalyptrocalyx longifolium</i> (Pohl) Baill.	Icó
Combretaceae	<i>Combretum glaucocarpum</i> Mart.	Sipaúba
Euphorbiaceae	<i>Cnidoscolus bahianus</i> (Ule) Pax & K. Hoffm	Faveleira brava
	<i>Cnidoscolus quercifolius</i> Pohl	Faveleira
	<i>Croton heliotropifolius</i> Kunth	Quebra faca
	<i>Jatropha mollissima</i> (Pohl) Baill.	Pinhão bravo
	<i>Manihot carthaginensis</i> subsp. <i>glaziovii</i> (Müll. Arg.) Allem	Maniçoba
	<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	Burra leiteira
Fabaceae	<i>Anadenanthera colubrina</i> var. <i>cebil</i> (Griseb.) Altschul	Angico
	<i>Bauhinia cheilantha</i> (Bong.) Steud.	Mororó
	<i>Cenostigma bracteosum</i> (Tul.) E. Gagnon & G.P. Lewis	Catingueira
	<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. ex Tul.) L. P. Queiroz	Pau ferro
	<i>Mimosa ophthalmocentra</i> Mart. ex Benth.	Jurema de embira
	<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir	Jurema preta
	<i>Piptadenia stipulacea</i> (Benth.) Ducke	Jurema branca
	<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S. Irwin & Barneby	Pau de besouro
Malpighiaceae	<i>Ptilochaeta</i> sp.	-
Olacaceae	<i>Ximenia americana</i> L.	Ameixa
Rhamnaceae	<i>Ziziphus joazeiro</i> Mart.	Juazeiro

Fonte: Elaborada pelo autor, 2019.

Dentre as onze famílias levantadas na comunidade, as detentoras da maior riqueza florística foram Fabaceae, Euphorbiaceae e Anacardiaceae, com nove, seis e três espécies cada, respectivamente (Tabela 1). Capparaceae foi representada por duas espécies e para as demais sete famílias foi registrada apenas uma espécie.

Esses resultados corroboram com as afirmações de Gei et al. (2018), que concluíram, a partir de um conjunto de dados de florestas secundárias nos neotrópicos, que o sucesso ecológico das leguminosas é evidentemente mais alto em florestas sazonalmente secas, notavelmente durante estágios iniciais de sucessão secundária.

Além disso, a Fabaceae é comum em levantamentos florísticos nas florestas secas da Caatinga, destacando-se como detentora da maior riqueza desde áreas de Caatinga arbórea no norte de Minas Gerais (SANTOS et al., 2011), trechos de vegetação ripária e arbustivo-arbórea no próprio município de Floresta-PE (SOUZA; RODAL, 2010; FERRAZ et al., 2014; MARANGON et al., 2016) até fragmentos mais arbustivos, como no sertão paraibano (SABINO et al., 2016; SOUZA et al., 2016). Nesses estudos, a família Euphorbiaceae também teve destaque quanto à riqueza de espécies, semelhante ao obtido na presente pesquisa e, portanto, indicando que essas duas famílias predominam em diversos ambientes de Caatinga.

3.2 MUDANÇAS NA ESTRUTURA HORIZONTAL

3.2.1 Estrutura horizontal para o período 2012-2015

O fragmento continha uma densidade total de 1478,13 ind ha⁻¹ no ano 2012, o qual totalizava uma dominância absoluta de 6,1522 m² ha⁻¹ (Tabela 2). Dentre as espécies de maior destaque, *Cenostigma bracteosum* e *Mimosa ophthalmocentra* estavam presentes em todas as unidades amostrais e, juntas, somavam valores próximos a 60% da densidade e da dominância total, sendo responsáveis por ampla distribuição espacial e alta dominância ecológica. Resultados semelhantes foram encontrados em um fragmento de Caatinga hipoxerófila situado no município de Arcoverde, mesorregião do sertão pernambucano, onde a densidade absoluta foi de 1491 ind ha⁻¹ e as únicas espécies que tiveram 100% de frequência absoluta foram *M. ophthalmocentra* e *Cenostigma pyramidale* (BARBOSA et al., 2012).

As duas espécies supracitadas pertencem à família Fabaceae, também conhecida por família das leguminosas, que têm, em sua maioria, a capacidade para se associar às bactérias que realizam a fixação biológica de nitrogênio. De acordo com Gei et al. (2018), além da fixação de nitrogênio, que contribui para aclimatação fotossintética e aumenta a eficiência do uso da água, muitas leguminosas possuem folhas bipinadas e com folíolos de tamanho reduzido, o que pode ser responsável pela regulação da temperatura foliar e pela conservação da água, favorecendo a sua abundância em ambientes de clima quente com restrição de umidade, características comuns do ambiente de floresta seca estudado nesta pesquisa.

Tabela 2. Mudanças nos parâmetros fitossociológicos da estrutura horizontal em uma floresta tropical seca, Floresta-PE, durante três anos (2012 a 2015). DA e DR = Densidade absoluta e relativa; FA e FR = Frequência absoluta e relativa; DoA e DoR = Dominância absoluta e relativa; VI = Valor de importância

Espécie	DA (ind ha ⁻¹)		DR (%)		FA (%)		FR (%)		DoA (m ² ha ⁻¹)		DoR (%)		VI (%)	
	2012	2015	2012	2015	2012	2015	2012	2015	2012	2015	2012	2015	2012	2015
<i>Cenostigma bracteosum</i>	686,25	529,38	46,43	55,00	100,0	100,0	10,7	12,6	2,7854	2,1098	45,28	50,13	34,13	39,25
<i>Mimosa ophthalmocentra</i>	237,50	78,75	16,07	8,18	100,0	85,0	10,7	10,7	0,7864	0,1268	12,78	3,01	13,18	7,31
<i>Myracrodruon urundeuva</i>	47,50	45,00	3,21	4,68	72,5	72,5	7,8	9,2	0,4549	0,464	7,39	11,02	6,12	8,28
<i>Aspidosperma pyrifolium</i>	66,25	60,00	4,48	6,23	62,5	62,5	6,7	7,9	0,3359	0,3209	5,46	7,63	5,54	7,25
<i>Cnidocolus quercifolius</i>	41,88	38,13	2,83	3,96	65,0	62,5	7,0	7,9	0,4040	0,4301	6,57	10,22	5,45	7,36
<i>Anadenanthera colubrina</i>	66,25	38,75	4,48	4,03	60,0	50,0	6,4	6,3	0,2732	0,1172	4,44	2,78	5,11	4,37
<i>Bauhinia cheilantha</i>	89,38	43,75	6,05	4,55	65,0	60,0	7,0	7,6	0,0633	0,0301	1,03	0,71	4,68	4,28
<i>Mimosa tenuiflora</i>	32,50	12,50	2,20	1,30	47,5	27,5	5,1	3,5	0,2840	0,0429	4,62	1,02	3,97	1,93
<i>Manihot carthaginensis</i>	48,75	11,25	3,30	1,17	52,5	27,5	5,6	3,5	0,1233	0,0397	2,00	0,94	3,64	1,86
<i>Commiphora leptophloeos</i>	13,75	10,00	0,93	1,04	37,5	32,5	4,0	4,1	0,2533	0,2443	4,12	5,80	3,02	3,65
<i>Jatropha molíssima</i>	32,50	26,25	2,20	2,73	60,0	55,0	6,4	6,9	0,0221	0,0193	0,36	0,46	2,99	3,38
<i>Croton heliotropiifolius</i>	49,38	30,63	3,34	3,18	45,0	45,0	4,8	5,7	0,0510	0,0256	0,83	0,61	2,99	3,16
<i>Piptadenia stipulacea</i>	20,00	13,75	1,35	1,43	42,5	27,5	4,6	3,5	0,0754	0,0327	1,23	0,78	2,37	1,89
<i>Schinopsis brasiliensis</i>	10,00	8,13	0,68	0,84	30,0	25,0	3,2	3,2	0,0591	0,0638	0,96	1,52	1,62	1,84
<i>Sapium glandulosum</i>	6,25	3,75	0,42	0,39	20,0	15,0	2,1	1,9	0,0877	0,0708	1,43	1,68	1,33	1,32
<i>Combretum glaucocarpum</i>	8,13	4,38	0,55	0,45	25,0	17,5	2,7	2,2	0,0073	0,0032	0,12	0,08	1,11	0,91
<i>Erythrostemon calycina</i>	6,25	1,25	0,42	0,13	10,0	5,0	1,1	0,6	0,0133	0,0011	0,22	0,03	0,57	0,26
<i>Libidibia férrea</i>	2,50	1,88	0,17	0,19	7,5	5,0	0,8	0,6	0,0073	0,0081	0,12	0,19	0,36	0,34
<i>Spondias tuberosa</i>	0,63	0,63	0,04	0,06	2,5	2,5	0,3	0,3	0,0444	0,0455	0,72	1,08	0,34	0,49
<i>Cynophalla flexuosa</i>	1,88	1,25	0,13	0,13	5,0	5,0	0,5	0,6	0,0054	0,0061	0,09	0,14	0,25	0,3
<i>Cnidocolus bahianus</i>	1,25	0,63	0,08	0,06	5,0	2,5	0,5	0,3	0,0067	0,0052	0,11	0,12	0,24	0,17
<i>Varronia leucocephala</i>	1,88	-	0,13	-	5,0	-	0,5	-	0,0030	-	0,05	-	0,24	-
<i>Senna macranthera</i>	1,25	-	0,08	-	5,0	-	0,5	-	0,0009	-	0,01	-	0,21	-
<i>Ximenia americana</i>	3,75	0,63	0,25	0,06	2,5	2,5	0,3	0,3	0,0038	0,0008	0,06	0,02	0,19	0,13
<i>Neocalyptrocalyx longifolium</i>	1,25	1,25	0,08	0,13	2,5	2,5	0,3	0,3	0,0005	0,0007	0,01	0,02	0,12	0,15
<i>Ziziphus joazeiro</i>	0,63	-	0,04	-	2,5	-	0,3	-	0,0003	-	0,01	-	0,11	-
<i>Ptilochaeta sp.</i>	0,63	0,63	0,04	0,06	2,5	2,5	0,3	0,3	0,0002	0,0003	0,00	0,01	0,11	0,13
Total	1478,13	962,50	100,00	100,00	935,0	792,5	100,0	100,0	6,1522	4,2089	100,00	100,00	100,00	100,00

Fonte: Elaborada pelo autor, 2019.

Espécies de leguminosas apresentaram potencial para fixar grandes quantidades de nitrogênio em diferentes ambientes da Caatinga, destacando-se as espécies de Mimosoideae, a exemplo da *Mimosa tenuiflora* e *Piptadenia stipulacea* (FREITAS et al., 2010), duas espécies encontradas na nossa área de estudo, apesar de não estarem entre as dez de maior densidade. *Mimosa ophthalmocentra* não foi estudada pelos referidos autores, porém, eles relataram um grande potencial para o gênero *Mimosa*.

As vantagens ecológicas apresentadas pelas leguminosas podem explicar o destaque das espécies *C. bracteosum* e *M. ophthalmocentra* na área da presente pesquisa, sendo possível inferir que elas detêm uma capacidade de utilização do nitrogênio disponível e conseguem manter a estabilidade térmica e hídrica devido às suas características foliares, o que contribui para sua adaptação às condições locais, resultando nos altos parâmetros fitossociológicos em relação às demais espécies.

A capacidade para fixar nitrogênio demonstra o alto potencial dessas espécies para inserção em sistemas agroflorestais e para recuperação de áreas degradadas (FREITAS et al., 2010). Portanto, as espécies *M. ophthalmocentra*, *M. tenuiflora*, *P. stipulacea* e outras leguminosas levantadas no nosso estudo podem ser usadas com esta finalidade, inclusive, serem alvo de técnicas de manejo que contribuam para a recuperação do nitrogênio do solo após as ações exploratórias.

Durante o período de 2012-2015, houve redução da densidade absoluta para a quase totalidade das espécies, com exceção de *Spondias tuberosa* e *Neocalyptrocalix longifolium*, que mantiveram os seus indivíduos. No total, obteve-se uma diminuição absoluta de mais de 500 ind ha⁻¹, o equivalente a cerca de 35% da densidade total, resultando num remanescente de 962,5 ind ha⁻¹ (Tabela 2). Diante dessas alterações, a dominância absoluta também reduziu para 4,2089 m² ha⁻¹, o equivalente a um decréscimo de 31,6% em relação à inicial.

As cinco espécies de maior valor de importância durante o período foram *Cenostigma bracteosum*, *Mimosa ophthalmocentra*, *Myracrodruon urundeuva*, *Aspidosperma pyrifolium* e *Cnidoscolus quercifolius*. No entanto, as alterações estruturais na vegetação foram suficientes para mudar a ordem do valor de importância das espécies, destacando-se negativamente a *M. ophthalmocentra*, que caiu da segunda para a quarta posição no período, enquanto as espécies *M. urundeuva* e *C. quercifolius* subiram para segunda e terceira posição, respectivamente. Estas cinco espécies representaram aproximadamente 65% e 70% do VI total no ano inicial e final, respectivamente.

3.2.2 Estrutura horizontal para o período 2015-2018

Para o período 2015-2018, *Cenostigma bracteosum* continuou como a espécie de maior destaque, mantendo a supremacia em todos os parâmetros fitossociológicos, totalizando valores superiores a 55% da densidade e a 50% da dominância total, além de continuar presente em todas as unidades amostrais, respondendo por um valor de importância próximo a 40% do total (Tabela 3).

A *C. bracteosum* deve possuir características que lhe possibilitam o sucesso ecológico em relação a outras espécies. Em uma pesquisa com mudas submetidas a diferentes regimes de irrigação, essa espécie apresentou comportamento de espécies de baixo recurso (conservadora), adotando uma estratégia de crescimento lento, padrões de alocação de biomassa menos suscetíveis às mudanças na disponibilidade de água e com tendência a ter maior eficiência de uso da água do que espécies de alto recurso (FERREIRA et al., 2015). Essas estratégias podem determinar o sucesso do estabelecimento, crescimento e sobrevivência das plantas jovens da espécie perante o estresse hídrico, contribuindo para sua alta densidade populacional na Caatinga.

Quanto à densidade total da comunidade, a variação entre o período foi de 962,5 ind ha⁻¹ na medição inicial para 850,63 ind ha⁻¹, uma redução proporcional de 11,6%. No entanto, para a dominância absoluta, a diminuição foi de apenas 0,0988 m² ha⁻¹, o equivalente a 2,34% (Tabela 3). A manutenção da área basal sugere que a perda de indivíduos em algumas espécies foi compensada pelo recrutamento de indivíduos e/ou fustes em outras, bem como pelo crescimento dos indivíduos sobreviventes, o que permite inferir um potencial de recuperação para algumas espécies e um possível retorno do equilíbrio entre os fatores ecológicos e ambientais.

Nesse contexto, merece destaque a *Jatropha molissima*, que teve um aumento de 88% no número de indivíduos e um ganho de 150% na área basal em relação ao ano inicial, caracterizando-se dentre as espécies por possuir o maior potencial de recuperação durante o distúrbio abiótico. Além disso, a espécie foi a única para a qual se obteve elevação da frequência, indicando que seus indivíduos passaram a ocupar uma maior variedade espacial ao longo da comunidade.

Tabela 3. Mudanças nos parâmetros fitossociológicos da estrutura horizontal em uma floresta tropical seca, Floresta-PE, durante três anos (2015 a 2018). DA e DR = Densidade absoluta e relativa; FA e FR = Frequência absoluta e relativa; DoA e DoR = Dominância absoluta e relativa.; VI = Valor de importância

Espécie	DA (ind ha ⁻¹)		DR (%)		FA (%)		FR (%)		DoA (m ² ha ⁻¹)		DoR (%)		VI (%)	
	2015	2018	2015	2018	2015	2018	2015	2018	2015	2018	2015	2018	2015	2018
<i>Cenostigma bracteosum</i>	529,38	485,63	55,00	57,09	100,0	100,0	12,6	14,2	2,1098	2,1459	50,13	52,23	39,25	41,17
<i>Myracrodruon urundeuva</i>	45,00	38,75	4,68	4,56	72,5	70,0	9,2	9,9	0,4640	0,4540	11,02	11,05	8,28	8,51
<i>Cnidocolus quercifolius</i>	38,13	35,00	3,96	4,11	62,5	55,0	7,9	7,8	0,4301	0,4863	10,22	11,83	7,36	7,92
<i>Mimosa ophthalmocentra</i>	78,75	61,25	8,18	7,20	85,0	80,0	10,7	11,4	0,1268	0,1169	3,01	2,85	7,31	7,13
<i>Aspidosperma pyriforme</i>	60,00	50,00	6,23	5,88	62,5	57,5	7,9	8,2	0,3209	0,2710	7,63	6,59	7,25	6,88
<i>Anadenanthera colubrina</i>	38,75	33,13	4,03	3,89	50,0	50,0	6,3	7,1	0,1172	0,1066	2,78	2,59	4,37	4,53
<i>Bauhinia cheilantha</i>	43,75	25,63	4,55	3,01	60,0	50,0	7,6	7,1	0,0301	0,0174	0,71	0,42	4,28	3,51
<i>Commiphora leptophloeos</i>	10,00	10,00	1,04	1,18	32,5	32,5	4,1	4,6	0,2443	0,2625	5,80	6,39	3,65	4,06
<i>Jatropha mollissima</i>	26,25	49,38	2,73	5,81	55,0	67,5	6,9	9,6	0,0193	0,0483	0,46	1,17	3,38	5,52
<i>Croton heliotropiifolius</i>	30,63	24,38	3,18	2,87	45,0	37,5	5,7	5,3	0,0256	0,0201	0,61	0,49	3,16	2,89
<i>Mimosa tenuiflora</i>	12,50	7,50	1,30	0,88	27,5	17,5	3,5	2,5	0,0429	0,0302	1,02	0,73	1,93	1,37
<i>Piptadenia stipulacea</i>	13,75	10,00	1,43	1,18	27,5	17,5	3,5	2,5	0,0327	0,0288	0,78	0,70	1,89	1,45
<i>Manihot carthagenensis</i>	11,25	5,00	1,17	0,59	27,5	17,5	3,5	2,5	0,0397	0,0193	0,94	0,47	1,86	1,18
<i>Schinopsis brasiliensis</i>	8,13	5,63	0,84	0,66	25,0	15,0	3,2	2,1	0,0638	0,0280	1,52	0,68	1,84	1,16
<i>Sapium glandulosum</i>	3,75	1,88	0,39	0,22	15,0	7,5	1,9	1,1	0,0708	0,0087	1,68	0,21	1,32	0,50
<i>Combretum glaucocarpum</i>	4,38	2,50	0,45	0,29	17,5	10,0	2,2	1,4	0,0032	0,0013	0,08	0,03	0,91	0,58
<i>Spondias tuberosa</i>	0,63	0,63	0,06	0,07	2,5	2,5	0,3	0,4	0,0455	0,0492	1,08	1,20	0,49	0,54
<i>Libidibia férrea</i>	1,88	1,25	0,19	0,15	5,0	5,0	0,6	0,7	0,0081	0,0081	0,19	0,20	0,34	0,35
<i>Cynophalla flexuosa</i>	1,25	1,25	0,13	0,15	5,0	5,0	0,6	0,7	0,0061	0,0057	0,14	0,14	0,30	0,33
<i>Erythrostemon calycina</i>	1,25	0,63	0,13	0,07	5,0	2,5	0,6	0,4	0,0011	0,0004	0,03	0,01	0,26	0,15
<i>Cnidocolus bahianus</i>	0,63	-	0,06	-	2,5	-	0,3	-	0,0052	-	0,12	-	0,17	-
<i>Neocalyptocalyx longifolium</i>	1,25	0,63	0,13	0,07	2,5	2,5	0,3	0,4	0,0007	0,0002	0,02	0,01	0,15	0,14
<i>Ximenia americana</i>	0,63	-	0,06	-	2,5	-	0,3	-	0,0008	-	0,02	-	0,13	-
<i>Ptilochaeta sp.</i>	0,63	0,63	0,06	0,07	2,5	2,5	0,3	0,4	0,0003	0,0003	0,01	0,01	0,13	0,14
Total	962,50	850,63	100,00	100,00	792,5	705,0	100,0	100,0	4,2089	4,1093	100,00	100,00	100,00	100,00

Fonte: Elaborada pelo autor, 2019.

Em condições de campo durante a estação chuvosa e com adubação do solo, Queiroz et al. (2013) observaram elevado crescimento inicial para três espécies do gênero *Jatropha*, dentre as quais a *J. molissima* se destacou pelo maior crescimento em altura. Além disso, foi verificada precocidade reprodutiva das espécies, as quais, com poucos meses de vida, apresentaram floração e frutificação.

Outros estudos apontam que *J. molissima* possui uma madeira de baixa densidade e tem uma alta capacidade de armazenamento de água nos tecidos, podendo favorecer a ocorrência de eventos fenológicos e reprodutivos até mesmo na ausência de precipitação (LIMA; RODAL, 2010; NEVES et al., 2010). Esses resultados podem justificar o aumento do seu número de indivíduos para o fragmento de caatinga do presente estudo, tendo em vista que a espécie possui traços que a conferem tolerância e capacidade de recuperação à seca.

J. molissima projeta-se como uma espécie potencial para programas de restauração de áreas degradadas em áreas semiáridas brasileiras, pois demonstrou uma alta capacidade para tolerar o estresse severo que é frequente na região. Corroborando essas afirmações, a utilização de técnicas de restauração em áreas degradadas no estado da Paraíba tem destacado a sobrevivência e o crescimento de espécies da família Euphorbiaceae, especialmente a *Cnidoscolus quercifolius* e a exótica *Jatropha curcas*, com alta tolerância ao estresse hídrico (SOUTO et al., 2017), resultados semelhantes aos obtidos na presente pesquisa, na qual a espécie do gênero *Jatropha* e também a *C. quercifolius* se destacaram diante de um fenômeno degradante como a seca.

3.2.3 Estrutura horizontal para o período 2008-2015

No período de sete anos, as principais mudanças nos parâmetros da estrutura horizontal foram negativas. Assim como nos demais intervalos estudados, a densidade e a dominância da maior parte das espécies diminuíram, resultando numa redução total, em nível de comunidade, de 1381,88 para 962,5 ind ha⁻¹ e de 5,2173 para 4,2089 m² ha⁻¹. Em termos percentuais, a diminuição foi de aproximadamente 30% para o número de indivíduos e de 20% para a área basal (Tabela 4).

Os valores de área basal estão próximos aos encontrados em outros levantamentos em ambientes de Caatinga, como no próprio município de Floresta-PE, onde foi registrado 4,53 m² ha⁻¹ (MARANGON et al., 2013), e em Caatinga classificada como hiperxerófila arbustiva arbórea rala, no Rio Grande do Norte, onde a estimativa foi de 7,59 m² ha⁻¹ (SANTOS et al., 2017), ambos considerando o mesmo critério de inclusão da presente pesquisa ($CAP \geq 6$ cm).

Tabela 4. Mudanças nos parâmetros fitossociológicos da estrutura horizontal em uma floresta tropical seca, Floresta-PE, durante sete anos (2008 a 2015). DA e DR = Densidade absoluta e relativa; FA e FR = Frequência absoluta e relativa; DoA e DoR = Dominância absoluta e relativa.; VI = Valor de importância

Espécie	DA (ind ha ⁻¹)		DR (%)		FA (%)		FR (%)		DoA (m ² ha ⁻¹)		DoR (%)		VI (%)	
	2008	2015	2008	2015	2008	2015	2008	2015	2008	2015	2008	2015	2008	2015
<i>Cenostigma bracteosum</i>	660,00	529,38	47,76	55,00	100,0	100,0	11,1	12,6	2,3586	2,1098	45,21	50,13	34,67	39,25
<i>Mimosa ophthalmocentra</i>	225,63	78,75	16,33	8,18	100,0	85,0	11,1	10,7	0,6156	0,1268	11,80	3,01	13,06	7,31
<i>Myracrodruon urundeuva</i>	43,13	45,00	3,12	4,68	72,5	72,5	8,0	9,2	0,4162	0,4640	7,98	11,02	6,37	8,28
<i>Cnidoscolus quercifolius</i>	41,25	38,13	2,99	3,96	65,0	62,5	7,2	7,9	0,3652	0,4301	7,00	10,22	5,72	7,36
<i>Aspidosperm apyrifolium</i>	63,75	60,00	4,61	6,23	62,5	62,5	6,9	7,9	0,2754	0,3209	5,28	7,63	5,60	7,25
<i>Anadenanthera colubrina</i>	62,50	38,75	4,52	4,03	60,0	50,0	6,6	6,3	0,2370	0,1172	4,54	2,78	5,23	4,37
<i>Bauhinia cheilantha</i>	70,63	43,75	5,11	4,55	62,5	60,0	6,9	7,6	0,0419	0,0301	0,80	0,71	4,27	4,28
<i>Mimosa tenuiflora</i>	32,50	12,50	2,35	1,30	47,5	27,5	5,3	3,5	0,2430	0,0429	4,66	1,02	4,09	1,93
<i>Manihot carthaginensis</i>	47,50	11,25	3,44	1,17	50,0	27,5	5,5	3,5	0,1051	0,0397	2,01	0,94	3,66	1,86
<i>Commiphora leptophloeos</i>	13,75	10,00	1,00	1,04	37,5	32,5	4,1	4,1	0,2375	0,2443	4,55	5,80	3,23	3,65
<i>Croton heliotropiifolius</i>	41,25	30,63	2,99	3,18	40,0	45,0	4,4	5,7	0,0321	0,0256	0,62	0,61	2,67	3,16
<i>Jatropha molíssima</i>	23,75	26,25	1,72	2,73	52,5	55,0	5,8	6,9	0,0135	0,0193	0,26	0,46	2,59	3,38
<i>Piptadenia stipulacea</i>	18,75	13,75	1,36	1,43	42,5	27,5	4,7	3,5	0,0613	0,0327	1,17	0,78	2,41	1,89
<i>Schinopsis brasiliensis</i>	8,75	8,13	0,63	0,84	27,5	25,0	3,0	3,2	0,0539	0,0638	1,03	1,52	1,57	1,84
<i>Sapium glandulosum</i>	6,25	3,75	0,45	0,39	20,0	15,0	2,2	1,9	0,0833	0,0708	1,60	1,68	1,42	1,32
<i>Combretum glaucocarpum</i>	5,63	4,38	0,41	0,45	20,0	17,5	2,2	2,2	0,0043	0,0032	0,08	0,08	0,90	0,91
<i>Erythrostemon calycina</i>	5,63	1,25	0,41	0,13	10,0	5,0	1,1	0,6	0,0108	0,0011	0,21	0,03	0,57	0,26
<i>Spondias tuberosa</i>	0,63	0,63	0,05	0,06	2,5	2,5	0,3	0,3	0,0411	0,0455	0,79	1,08	0,37	0,49
<i>Libidibia férrea</i>	1,88	1,88	0,14	0,19	5,0	5,0	0,6	0,6	0,0060	0,0081	0,12	0,19	0,27	0,34
<i>Cynophalla flexuosa</i>	1,88	1,25	0,14	0,13	5,0	5,0	0,6	0,6	0,0045	0,0061	0,09	0,14	0,26	0,30
<i>Cnidoscolus bahianus</i>	1,25	0,63	0,09	0,06	5,0	2,5	0,6	0,3	0,0053	0,0052	0,10	0,12	0,25	0,17
<i>Varronia leucocephala</i>	1,88	-	0,14	-	5,0	-	0,6	-	0,0026	-	0,05	-	0,25	-
<i>Senna macranthera</i>	1,25	-	0,09	-	5,0	-	0,6	-	0,0007	-	0,01	-	0,22	-
<i>Ximenia americana</i>	1,25	0,63	0,09	0,06	2,5	2,5	0,3	0,3	0,0018	0,0008	0,04	0,02	0,13	0,13
<i>Ziziphus joazeiro</i>	0,63	-	0,05	-	2,5	-	0,3	-	0,0003	-	0,01	-	0,11	-
<i>Ptilochaeta sp.</i>	0,63	0,63	0,05	0,06	2,5	2,5	0,3	0,3	0,0002	0,0003	0,00	0,01	0,11	0,13
<i>Neocalyptrocalyx longifolium</i>	-	1,25	-	0,13	-	2,5	-	0,3	-	0,0007	-	0,02	-	0,15
Total	1381,88	962,50	100,00	100,00	905,0	792,5	100,0	100,0	5,2173	4,2089	100,00	100,00	100,00	100,00

Fonte: Elaborada pelo autor, 2019.

As duas espécies do gênero *Mimosa* se destacaram negativamente por apresentarem expressivas reduções do número de indivíduos e da área basal, mesmo comportamento observado para *Manihot carthaginensis*. Diante disso, a *Mimosa tenuiflora* e *M. carthaginensis* estavam entre as dez de maior valor de importância no início do período, porém, isso não foi verificado ao final do período.

As perdas em densidade absoluta para *Mimosa ophthalmocentra* e *Mimosa tenuiflora* foram acima de 60% e, em termos de área basal, a diminuição foi próxima de 80%. Já para *M. carthaginensis*, a densidade absoluta reduziu aproximadamente 75% e a área basal diminuiu 62% em relação ao início do período. Essas espécies requerem uma atenção especial quanto às ações de manejo de suas populações, pois demonstraram alta sensibilidade às mudanças nos padrões de temperatura e precipitação, não sendo tolerantes a estresses severos.

A mortalidade de *M. tenuiflora* também foi registrada em um fragmento de Caatinga no estado do Ceará, onde a espécie apresentou alto índice de indivíduos mortos nas parcelas (58,6%), notavelmente, nas de maior competição (LIMA; COELHO, 2018), percentual semelhante aos resultados encontrados no presente estudo.

Destaca-se ainda que a comunidade é marcada pela alta abundância e dominância ecológica de apenas uma espécie (*Cenostigma bracteosum*), enquanto a maior parte das demais populações tem parâmetros relativos bem menores. Este comportamento é característico de florestas tropicais secas por serem sistemas altamente limitados pela dispersão - distribuição das espécies (PENNINGTON et al. 2009). Segundo esses autores, em fragmentos de florestas secas com pouca imigração efetiva, a deriva ecológica pode levar espécies endêmicas a se tornarem localmente comuns, enquanto em florestas úmidas e em savanas, as altas taxas de imigração resultam em menos espécies com altas abundâncias.

3.3 MORTALIDADE E RECRUTAMENTO

3.3.1 Período 2012-2015

Neste período de três anos, registrou-se uma mortalidade de 875 indivíduos, ou seja, 547 árvores por hectare, e um total de ingresso de 50 indivíduos ou de 31 por hectare. Para fustes, a mortalidade foi de 2270, o equivalente a 1419 por hectare, enquanto o número de ingressos foi de apenas 202 fustes, ou seja, 126 por hectare.

De maneira geral, o número total de indivíduos decresceu de 2365 para 1540, bem como, houve uma redução de 6614 para 4040 na quantidade de fustes (Tabela 5). Portanto, a comunidade teve um balanço negativo do número de indivíduos e de fustes durante o

intervalo analisado, comprovando uma forte resposta da vegetação diante das mudanças nos padrões de precipitação e de temperatura.

Tabela 4. Dinâmica do número de indivíduos e fustes de espécies arbustivo-arbóreas e suas taxas de mortalidade e recrutamento em uma floresta tropical seca, no município de Floresta-PE, durante um período de três anos (2012 a 2015)

Espécie	N1 N2	TM_I	TR_I	F1 F2	TM_F	TR_F
<i>Anadenanthera colubrina</i>	106 62	16,82	0,54	142 76	19,17	0,44
<i>Aspidosperma pyriformium</i>	106 96	4,61	1,41	482 437	5,79	2,66
<i>Bauhinia cheilantha</i>	143 70	23,51	2,94	231 114	25,12	5,24
<i>Cnidoscolus bahianus</i>	2 1	20,63	0,00	10 6	15,66	0,00
<i>Cenostigma bracteosum</i>	1098 847	8,76	0,51	3425 2486	11,22	1,21
<i>Cnidoscolus quercifolius</i>	67 61	3,08	0,00	156 137	4,24	0,00
<i>Combretum glaucocarpum</i>	13 7	22,72	5,01	28 12	26,76	2,86
<i>Commiphora leptophloeos</i>	22 16	10,07	0,00	39 31	7,37	0,00
<i>Croton heliotropiifolius</i>	79 49	18,99	5,01	178 92	27,80	10,03
<i>Cynophalla flexuosa</i>	3 2	12,64	0,00	6 5	5,90	0,00
<i>Erythrostemon calycina</i>	10 2	41,52	0,00	23 3	49,29	0,00
<i>Jatropha molíssima</i>	52 42	11,54	5,01	61 48	11,70	4,35
<i>Libidibia férrea</i>	4 3	9,14	0,00	5 4	7,17	0,00
<i>Manihot carthaginensis</i>	78 18	39,82	1,89	93 24	37,23	1,41
<i>Mimosa ophthalmocentra</i>	380 126	32,28	2,16	1244 292	39,76	2,46
<i>Mimosa tenuiflora</i>	52 20	27,28	0,00	165 32	42,73	1,05
<i>Myracrodruon urundeuva</i>	76 72	2,70	0,93	155 147	2,65	0,92
<i>Neocalyptocalyx longifolium</i>	2 2	0,00	0,00	3 3	0,00	0,00
<i>Piptadenia stipulacea</i>	32 22	13,10	1,54	95 49	20,35	0,68
<i>Ptilochaeta</i> sp.	1 1	0,00	0,00	1 1	0,00	0,00
<i>Sapium glandulosum</i>	10 6	15,66	0,00	18 12	15,14	2,86
<i>Schinopsis brasiliensis</i>	16 13	6,69	0,00	21 18	5,01	0,00
<i>Senna macranthera</i>	2 0	100,00	-	4 0	100,00	-
<i>Spondias tuberosa</i>	1 1	0,00	0,00	7 7	0,00	0,00
<i>Varronia leucocephala</i>	3 0	100,00	-	7 0	100,00	-
<i>Ximenia americana</i>	6 1	44,97	0,00	14 4	13,69	0,00
<i>Ziziphus joazeiro</i>	1 0	100,00	-	1 0	100,00	-
Total	2365 1540	14,27	1,09	6614 4040	16,55	1,70

Em que: N1 e N2 = Número total de indivíduos amostrados (ind 1,6 ha⁻¹) em 2012 e 2015, respectivamente; TM_I – Taxa de mortalidade de indivíduos; TR_I – Taxa de recrutamento de indivíduos; F1 e F2 – Número de fustes amostrados (fustes 1,6 ha⁻¹) em 2012 e 2015, respectivamente; TM_F – Taxa de mortalidade de fustes; TR_F – Taxa de recrutamento de fustes.

Fonte: Elaborada pelo autor, 2019.

Não houve aumento no número de indivíduos e de fustes em nenhuma espécie, sendo constatada a redução para 24 delas, o que significa que cerca de 90% das espécies tiveram uma mudança líquida negativa. Apenas três espécies (*Neocalyptocalyx longifolium*,

Ptilochaeta sp. e *Spondias tuberosa*) conseguiram permanecer constantes, no entanto, ressalta-se que são espécies de densidade populacional muito baixa (1 a 2 ind ha⁻¹).

Foi observada uma taxa de mortalidade de indivíduos para a comunidade de 14,27%, enquanto para fustes foi de 16,55%, valores bem elevados em relação às taxas de recrutamento, que foram inferiores a 2%.

Dentre as espécies mais abundantes, as maiores taxas de mortalidade de indivíduos foram apresentadas por *Manihot carthaginensis* (39,82%), *Mimosa ophthalmocentra* (32,28%), *Mimosa tenuiflora* (27,28%), *Bauhinia cheilantha* (23,51%), *Croton heliotropiifolius* (18,99 %) e *Anadenanthera colubrina* (16,82%).

Em florestas secas na Índia, a taxa de mortalidade anual média da vegetação foi de 6,9 % durante um período de 19 anos, atingindo um valor máximo de 17,5 % quando a área foi afetada por um fogo intenso (SURESH et al., 2010). No presente estudo, a vegetação Caatinga apresentou alta mortalidade em relação à média de 6,9 % registrada na floresta indiana. Quando levado em consideração o estresse causado pelo fogo intenso naquela floresta, os valores foram próximos aos obtidos no período de seca de 2012-2015, confirmando a forte influência dos distúrbios na dinâmica dessas florestas.

A alta mortalidade das espécies arbustivo-arbóreas da comunidade coincidiu com a redução da precipitação anual e com as elevadas temperaturas médias durante esse período (Figura 1), o que, certamente, resultou em maiores taxas de evapotranspiração e, consequentemente, em um balanço hídrico negativo.

De acordo com Marengo et al. (2018), a região semiárida teve grandes áreas afetadas pelo déficit hídrico devido às reduções na precipitação entre 2011 e 2014, o que resultou no estresse hídrico e, consequentemente, no menor suprimento de água para a vegetação, provocando a baixa produtividade. Além disso, os autores ressaltam que o ano hidrológico 2012-2013 foi o que apresentou a maior intensidade de seca, coincidindo com o início do período de estudo da presente pesquisa e corroborando os resultados negativos obtidos para a vegetação.

Diante deste cenário, a disponibilidade de água atingiu limites críticos, influenciando diretamente nas atividades metabólicas dos vegetais. Apesar das espécies da Caatinga possuírem estratégias para resistir ao período seco durante o ano, quando o estresse é prolongado por anos seguidos, algumas espécies tendem a sofrer mais do que outras e acabam não tolerando os índices críticos por muito tempo. Foi o que aconteceu com grande parte dos indivíduos, principalmente, nos casos de *M. carthaginensis*, *M. ophthalmocentra*, *M. tenuiflora* e das demais espécies com alta mortalidade.

A seca pode reduzir a resiliência das plantas e torná-las mais vulneráveis a perturbações recorrentes (CUNHA et al., 2015). Esses autores analisaram, por meio de sensoriamento remoto, as mudanças da vegetação na região semiárida brasileira ao longo de diferentes anos e confirmaram que a vegetação tende a ser fortemente afetada pela seca, principalmente, quando esta é precedida por um ano anterior que também foi seco, o que é denominado efeito de recuperação. O efeito de recuperação é entendido como a dificuldade que a vegetação apresenta para se recuperar de condições anteriores de seca e, também, foi registrado para a vegetação de regiões semiáridas na África (MARTINY; RICHARD; CAMBERLIN, 2005).

Por outro lado, as espécies *Myracrodruon urundeuva* (2,70%), *Cnidoscolus quercifolius* (3,08%) e *Aspidosperma pyriformium* (4,61%) apresentaram taxas de mortalidade menores que 5%, destacando-se positivamente entre as espécies de maior dominância na área. A espécie mais abundante, *Cenostigma bracteosum*, apresentou uma taxa de mortalidade de 8,76%. Essas espécies podem ser consideradas tolerantes a estresses hídricos severos, o que permite inferir que, provavelmente, elas possuem mecanismos ecofisiológicos que lhes conferem certa tolerância aos eventos climáticos extremos.

Há afirmações de que, ao longo da evolução, muitas espécies arbóreas desenvolveram mecanismos para sobreviver durante a seca, por exemplo, o aprimoramento do sistema radicular, ajuste da taxa de crescimento, modificação da estrutura da planta e melhor eficiência de uso da água (YIN et al., 2005).

Em relação ao sistema radicular, resultados obtidos após uma seca intensa nos Estados Unidos revelaram que a mortalidade de arbustos no Chaparral foi alta em espécies com raízes mais rasas, enquanto espécies de enraizamento profundo exibiram baixos níveis de mortalidade (JACOBSEN; PRATT, 2018). No cerrado brasileiro, a profundidade do enraizamento foi destacada como um traço chave que define as estratégias de uso de água da planta e há uma forte relação funcional entre características de aquisição de água subterrânea, principalmente atribuídas à profundidade do enraizamento, e relações hídricas acima do solo nesses ambientes sazonalmente secos (BRUM et al., 2017).

Em analogia a esses estudos, infere-se que as espécies com altas taxas de mortalidade na vegetação Caatinga tendem a apresentar sistemas radiculares rasos ou pouco profundos como uma provável explicação para a sensibilidade à seca. Esta característica pode estar associada às espécies do gênero *Mimosa*, *M. carthaginensis*, *B. cheilantha*, entre outras. Quanto às espécies que exibiram menores taxas de mortalidade, tais como *M. urundeuva*, *C.*

quercifolius, *A. pyriformis* e *C. bracteosum*, elas, provavelmente, possuem raízes desenvolvidas em termos de profundidade.

Entretanto, não dispomos de dados sobre o sistema radicular das espécies estudadas para confirmar essa hipótese. Destaca-se esse tema como importante a ser abordado em futuras pesquisas na Caatinga – o estudo do sistema radicular das espécies e sua associação com a sobrevivência em épocas de seca prolongada.

Ambrose et al. (2015) argumentam, também, que a interação entre características funcionais que influenciam na absorção e no transporte de água, na captação do carbono e no crescimento pode exercer uma importante função na determinação da vulnerabilidade e na possível recuperação das plantas à seca.

Quanto ao recrutamento, 14 espécies apresentaram ingresso de indivíduos e 16 de fustes, sendo que, para *Sapium glandulosum* e *M. tenuiflora*, foi registrado o recrutamento somente de fustes. *C. bracteosum* e *A. pyriformis* apresentaram maiores taxas de recrutamento de fustes em relação aos indivíduos, o que está de acordo com os resultados encontrados por Silva (2018), que versa que essas espécies tendem a possuir um alto número de fustes por indivíduos.

As maiores taxas de recrutamento de indivíduos foram em torno de 3% para *Bauhinia cheilantha* e próximas de 5% para *Croton heliotropiifolius*, *Jatropha molissima* e *Combretum glaucocarpum*. Considerando os fustes, os maiores recrutamentos foram apresentados por *C. heliotropiifolius* (10%) e *B. cheilantha* (5,24%).

3.3.2 Período 2015-2018

Em 2015, a comunidade amostrada tinha um total de 1540 indivíduos, compreendendo 4040 fustes. No final do período estudado, em 2018, o número de indivíduos e de fustes caiu para 1361 e 3401, respectivamente (Tabela 6). Neste período, a mortalidade foi de 259 indivíduos, ou seja, 162 por hectare, e o ingresso foi de 80 indivíduos, ou de 50 por hectare. Para fustes, a mortalidade foi de 861, o equivalente a 538 por hectare, enquanto o número de ingressos foi de 222 fustes, ou seja, 139 por hectare.

Dezoito espécies tiveram redução de indivíduos e de fustes, indicando que 75% delas apresentaram mudança líquida negativa. Outras quatro espécies permaneceram constantes.

A taxa de mortalidade de indivíduos para a comunidade foi de 5,95%, enquanto para fustes foi de 7,68%, valores maiores que o recrutamento de 2% e 2,22%, respectivamente (Tabela 6). Logo, verificou-se a continuidade do balanço negativo, porém, com taxas menos impactantes quando comparadas com o período anterior (2012-2015).

Tabela 6. Dinâmica do número de indivíduos e fustes de espécies arbustivo-arbóreas e suas taxas de mortalidade e recrutamento em uma floresta tropical seca, município de Floresta-PE, durante um período de três anos, 2015-2018

Espécie	N1 N2	TM_I	TR_I	F1 F2	TM_F	TR_F
<i>Anadenanthera colubrina</i>	62 53	5,09	0,00	76 61	7,58	0,55
<i>Aspidosperma pyrifolium</i>	96 80	7,09	1,27	437 308	11,59	0,65
<i>Bauhinia cheilantha</i>	70 41	17,71	1,65	114 58	22,53	2,96
<i>Cnidoscolus bahianus</i>	1 0	100,00	-	6 0	100,00	-
<i>Cenostigma bracteosum</i>	847 777	3,38	0,56	2486 2179	5,29	1,04
<i>Cnidoscolus quercifolius</i>	61 56	3,39	0,60	137 141	3,27	4,19
<i>Combretum glaucocarpum</i>	7 4	17,02	0,00	12 4	30,66	0,00
<i>Commiphora leptophloeos</i>	16 16	2,13	2,13	31 30	2,20	1,12
<i>Croton heliotropiifolius</i>	49 39	8,13	0,86	92 71	9,59	1,43
<i>Cynophalla flexuosa</i>	2 2	0,00	0,00	5 4	7,17	0,00
<i>Erythrostemon calycina</i>	2 1	20,63	0,00	3 1	30,66	0,00
<i>Jatropha molíssima</i>	42 79	3,28	21,65	48 102	2,86	24,44
<i>Libidibia férrea</i>	3 2	12,64	0,00	4 3	9,14	0,00
<i>Manihot carthaginensis</i>	18 8	23,69	0,00	24 10	25,31	0,00
<i>Mimosa ophthalmocentra</i>	126 98	13,34	5,77	292 222	17,33	9,42
<i>Mimosa tenuiflora</i>	20 12	15,66	0,00	32 20	14,50	0,00
<i>Myracrodruon urundeuva</i>	72 62	4,86	0,00	147 123	6,02	0,27
<i>Neocalyptrocalyx longifolium</i>	2 1	20,63	0,00	3 1	30,66	0,00
<i>Piptadenia stipulacea</i>	22 16	11,99	2,13	49 40	10,61	4,35
<i>Ptilochaeta</i> sp.	1 1	0,00	0,00	1 1	0,00	0,00
<i>Sapium glandulosum</i>	6 3	20,63	0,00	12 5	25,31	0,00
<i>Schinopsis brasiliensis</i>	13 9	14,94	3,85	18 10	20,63	3,45
<i>Spondias tuberosa</i>	1 1	0,00	0,00	7 7	0,00	0,00
<i>Ximenia americana</i>	1 0	100,00	-	4 0	100,00	-
Total	1540 1361	5,95	2,00	4040 3401	7,68	2,22

N1 e N2 – Número de indivíduos amostrados (ind 1,6 ha⁻¹) em 2015 e 2018, respectivamente; TM_I – Taxa de mortalidade de indivíduos; TR_I – Taxa de recrutamento de indivíduos; F1 e F2 – Número de fustes amostrados (fustes 1,6 ha⁻¹) em 2015 e 2018, respectivamente; TM_F – Taxa de mortalidade de fustes; TR_F – Taxa de recrutamento de fustes.

Fonte: Elaborada pelo autor, 2019.

As maiores taxas de mortalidade de indivíduos para as espécies de maior abundância foram registradas para *Bauhinia cheilantha* (17,71%) *Mimosa ophthalmocentra* (13,34%), *Croton heliotropiifolius* (8,13%) e *Aspidosperma pyrifolium* (7,09%). Essas espécies foram identificadas por apresentarem menores capacidades de armazenamento de água no caule em comparação com outras em ambientes de Caatinga no estado de Pernambuco (LIMA; RODAL, 2010), fator que pode ter contribuído para dificultar a sobrevivência de seus indivíduos perante o estresse hídrico durante o presente estudo.

Em florestas tropicais secas na Bolívia, Mendivelso et al. (2013) também destacaram a relação da maior capacidade de armazenamento de água no caule das plantas com a possibilidade de tolerância à seca, bem como a sua influência sobre as diferentes respostas de crescimento das espécies ao balanço hídrico.

A capacidade para armazenar água no caule pode ser uma característica que confira uma maior tolerância ao estresse hídrico em algumas espécies, resultando, assim, numa menor mortalidade de seus indivíduos. No entanto, outros fatores devem ser considerados, especialmente, no tocante à presença de adaptações morfológicas e de mecanismos fisiológicos eficientes.

Outras espécies abundantes se destacaram positivamente com valores de mortalidade menores que 5%, como *Jatropha molissima* (3,28%), *Cenostigma bracteosum* (3,38%), *Cnidoscolus quercifolius* (3,39%) e *Myracrodruon urundeuva* (4,86%).

O ingresso de indivíduos e de fustes ocorreu em 10 e 12 espécies, respectivamente, representando aproximadamente 50% do total. Entretanto, valores de taxas de recrutamento de indivíduos e de fustes acima de 5% foram encontrados apenas para *M. ophthalmocentra* e *J. molissima*, esta última superando os 20%.

A *Jatropha molissima* foi a única que apresentou aumento do número de indivíduos e fustes, fato evidenciado pelas altas taxas de recrutamento em contraste com a baixa mortalidade dessa espécie. *C. quercifolius* se destacou positivamente pelo aumento de fustes, indicando que os seus indivíduos sobreviventes demonstraram indícios de recuperação do estresse, favorecendo o crescimento das brotações.

Um estudo com plantas jovens de *C. quercifolius* demonstrou a capacidade dessa espécie em desenvolver o ajustamento osmótico como uma estratégia fisiológica que a rotula como tolerante ao estresse hídrico, evidenciado pelo acúmulo de solutos compatíveis: glicina betaína, prolina, carboidratos solúveis e sacarose em mudas expostas a 60 dias de regime de suspensão de rega (BARBOSA, 2017). Portanto, é possível inferir que os indivíduos adultos presentes na área deste estudo podem ter sido beneficiados por esta capacidade fisiológica da espécie, o que favoreceu a rápida absorção de água quando esta esteve disponível no solo e possibilitou o desenvolvimento de seus fustes.

A capacidade para acumular açúcares durante o estresse abiótico contribui para a manutenção da homeostase osmótica, da integridade das membranas e das proteínas das células, e esses compostos funcionam como osmoprotetores e estabilizantes das membranas, possibilitando o ajustamento osmótico das plantas submetidas ao estresse, fazendo com que o potencial hídrico da planta seja menor que o do substrato e que, portanto, haja a absorção de

água (SAMI et al., 2016). Esta estratégia também pode ter favorecido a sobrevivência dos indivíduos de *C. quercifolius* nesta pesquisa, pois a espécie apresentou baixa taxa de mortalidade (3,39%) em relação às demais espécies na comunidade florestal avaliada.

De forma análoga, espécies do gênero *Jatropha* tiveram maiores rendimentos de compostos osmoprotetores, como a betaína e a glicina betaína dentro da família Euphorbiaceae (BLUNDEN et al., 2003). A presença destes compostos em espécies deste gênero pode ter contribuído para a alta tolerância ao estresse hídrico e a capacidade de recuperação da espécie *J. molissima* na floresta tropical seca estudada na presente pesquisa, uma vez que ela apresentou baixa mortalidade e um alto recrutamento no período avaliado.

3.3.3 Período 2008-2015

Durante o período de sete anos, o número de indivíduos e de fustes também diminuiu. No ano inicial do levantamento, foram amostrados 2211 indivíduos e 6086 fustes, os quais reduziram para 1540 e 4040 no final do período (Tabela 7). A mortalidade de indivíduos foi de 824, resultando na estimativa de 515 por hectare, bem maiores que o ingresso total de 153, ou seja, 96 por hectare. Quanto aos fustes, registrou-se 2625 mortos, o equivalente a 1641 por hectare, enquanto o ingresso foi de 581 na amostra, 363 por hectare.

A taxa de mortalidade anual de indivíduos foi 6,44% e superou a de recrutamento, que foi de 1,48%. De forma análoga, a taxa de mortalidade para fustes foi 7,75%, enquanto a de recrutamento foi de 2,19%. Esses resultados apontam que a mortalidade foi, em média, três vezes maior do que o recrutamento nesse fragmento de floresta seca durante os anos.

A mudança líquida foi negativa para 74% das espécies, o que significa que 20 espécies tiveram diminuição de indivíduos e de fustes. Apenas duas espécies, *Jatropha molissima* e *Myracrodruon urundeuva*, aumentaram o número de indivíduos e de fustes de suas populações, e outras três espécies permaneceram constantes.

Dentre as espécies mais abundantes, a *Mimosa ophthalmocentra* apresentou uma mortalidade extremamente alta. Essa espécie era representada por 361 indivíduos e 1168 fustes, porém, reduziu para 126 indivíduos e 292 fustes, resultando em taxas de mortalidade anuais de 16,76% e 21,53% para indivíduos e para fustes, respectivamente. Um resultado preocupante é que a outra espécie desse gênero, a *Mimosa tenuiflora*, também apresentou altas taxas de mortalidade para indivíduos (12,76%) e para fustes (21,11%). Juntamente com a *Manihot carthaginensis*, essas duas espécies apresentaram uma alta dinâmica de mortalidade na comunidade.

Tabela 7. Dinâmica do número de indivíduos e fustes de espécies arbustivo-arbóreas e suas taxas de mortalidade e recrutamento em uma floresta tropical seca, município de Floresta - PE, durante um período de sete anos, 2008-2015

Espécie	N1 N2	TM_I	TR_I	F1 F2	TM_F	TR_F
<i>Anadenanthera colubrina</i>	100 62	7,26	0,71	135 76	8,41	0,57
<i>Aspidosperma pyrifolium</i>	102 96	2,09	1,24	437 437	2,62	2,62
<i>Bauhinia cheilantha</i>	113 70	11,25	4,97	178 114	12,84	7,12
<i>Cnidoscolus bahianus</i>	2 1	9,43	0,00	9 6	5,63	0,00
<i>Cenostigma bracteosum</i>	1056 847	3,87	0,79	3193 2486	5,10	1,65
<i>Cnidoscolus quercifolius</i>	66 61	1,12	0,00	148 137	1,73	0,64
<i>Combretum glaucocarpum</i>	9 7	10,94	7,68	18 12	14,52	9,43
<i>Commiphora leptophloeos</i>	22 16	4,45	0,00	39 31	3,23	0,00
<i>Croton heliotropiifolius</i>	66 49	9,04	5,09	133 92	15,47	10,90
<i>Cynophalla flexuosa</i>	3 2	5,63	0,00	6 5	2,57	0,00
<i>Erythrostemon calycina</i>	9 2	19,34	0,00	22 3	24,77	0,00
<i>Jatropha molíssima</i>	38 42	6,92	8,24	43 48	7,45	8,90
<i>Libidibia férrea</i>	3 3	0,00	0,00	4 4	0,00	0,00
<i>Manihot carthaginensis</i>	76 18	19,26	0,81	92 24	17,97	0,61
<i>Mimosa ophthalmocentra</i>	361 126	16,76	3,25	1168 292	21,53	4,34
<i>Mimosa tenuiflora</i>	52 20	12,76	0,00	163 32	21,11	0,45
<i>Myracrodruon urundeuva</i>	69 72	0,42	1,02	145 147	0,70	0,90
<i>Neocalyptocalyx longifolium</i>	0 2	-	100,00	0 3	-	100,00
<i>Piptadenia stipulacea</i>	30 22	6,32	2,07	89 49	9,57	1,53
<i>Ptilochaeta sp.</i>	1 1	0,00	0,00	1 1	0,00	0,00
<i>Sapium glandulosum</i>	10 6	7,04	0,00	18 12	6,79	1,24
<i>Schinopsis brasiliensis</i>	14 13	2,18	1,14	19 18	1,58	0,81
<i>Senna macranthera</i>	2 0	100,00	-	4 0	100,00	-
<i>Spondias tuberosa</i>	1 1	0,00	0,00	7 7	0,00	0,00
<i>Varronia leucocephala</i>	3 0	100,00	-	7 0	100,00	-
<i>Ximenia americana</i>	2 1	9,43	0,00	7 4	2,18	0,00
<i>Ziziphus joazeiro</i>	1 0	100,00	-	1 0	100,00	-
Total	2211 1540	6,44	1,48	6086 4040	7,75	2,19

Em que: N1 e N2 – Número de indivíduos amostrados (ind 1,6 ha⁻¹) em 2008 e 2015, respectivamente; TM_I – Taxa de mortalidade de indivíduos; TR_I – Taxa de recrutamento de indivíduos; F1 e F2 – Número de fustes amostrados (fustes 1,6 ha⁻¹) em 2008 e 2015, respectivamente; TM_F – Taxa de mortalidade de fustes; TR_F – Taxa de recrutamento de fustes.

Fonte: Elaborada pelo autor, 2019.

As espécies do gênero *Mimosa* se destacaram como não tolerantes a estresses intensos, informação também apoiada pelos resultados obtidos por Lima et al. (2018), que avaliaram a mortalidade e a capacidade de rebrota de cepas em área de Caatinga próxima a do presente estudo e constataram a morte de 100% das cepas de *Mimosa ophthalmocentra* e de 93% de *Mimosa tenuiflora* após dois anos do corte raso (2013-2015). Isso sugere que estas espécies

devem ter sua exploração controlada, principalmente, em épocas de seca prolongada, pois demonstraram ser altamente suscetíveis a perturbações de origens antrópica e climática.

Algumas das espécies de maior abundância na comunidade demonstraram tolerância ao estresse abiótico, apresentando baixas taxas de mortalidade de indivíduos, tais como: *Myracrodruon urundeuva* (0,42%), *Cnidoscolus quercifolius* (1,12%), *Aspidosperma pyriformium* (2,09%), e *Cenostigma bracteosum* (3,87%). *A. pyriformium* também se destacou por conseguir manter o seu número de fustes constante, apesar de perder alguns indivíduos.

As maiores taxas de recrutamento de indivíduos entre as espécies mais abundantes foram obtidas por *Jatropha molissima* (8,24%), *Croton heliotropiifolius* (5,09%) e *Bauhinia cheilantha* (4,97%). Em termos de fustes, o recrutamento dessas espécies foi superior a 7% ao ano. Estudos nessa área destacaram a alta densidade das espécies *B. cheilantha* e *J. molissima* na regeneração natural (ALVES JÚNIOR et al., 2013; SILVA, 2018), confirmando os resultados encontrados nesta pesquisa, pois muitos desses indivíduos regenerantes possivelmente cresceram e atingiram o limite de inclusão, tornando-se recrutas.

No período de sete anos, é interessante destacar as flutuações da precipitação e da temperatura durante os anos. Na Figura 1, observa-se que a precipitação foi relativamente alta nos primeiros anos, apresentando picos elevados, porém, apresentou uma tendência considerável de redução a partir do ano 2012, ao mesmo tempo em que a temperatura média anual aumentou consideravelmente. Esse comportamento conjunto deve ter diminuído a disponibilidade hídrica a ponto de contribuir para a alta mortalidade das espécies menos tolerantes ao estresse, bem como ter ocasionado a perda de algumas espécies que apresentavam baixa densidade e tiveram morte de todos os seus indivíduos nas parcelas do estudo, a exemplo da *Senna macranthera*, *Varronia leucocephala* e *Ziziphus joazeiro*.

A seca iniciada desde 2010, na região semiárida do Nordeste brasileiro, foi considerada umas das mais longas e intensas das últimas décadas, pois foi intensificada em 2012 e ainda mais agravada em 2015 com a ação do fenômeno El Niño, causando perdas relevantes para a agricultura, para a pecuária e para a economia local (MARENGO et al., 2018), bem como para a vegetação Caatinga, conforme apontam os resultados do presente estudo.

Outro fator atuante em conjunto com as limitações climáticas é a presença de animais que pastejam extensivamente na área, os quais, além de consumirem as herbáceas que poderiam atuar na cobertura do solo, também consomem partes de plantas lenhosas, incluindo desde folhas até a casca dos caules e, conseqüentemente, aumentam a sensibilidade ao estresse e o risco de morte das plantas. Assim, o pastejo extensivo de animais adaptados

(caprinos) às condições semiáridas é considerado um fator complementar para a mortalidade de espécies arbustivo-arbóreas na Caatinga.

3.4 INCREMENTO EM DIÂMETRO

3.4.1 Incremento em diâmetro no período 2012-2015

Entre os anos 2012 e 2015, o incremento médio anual em diâmetro para todos os indivíduos sobreviventes foi de 0,13 cm ano⁻¹, porém, variou de 0,03 cm para a espécie *Erythrostemon calycina* até 0,20 cm para *Manihot carthaginensis*. Em relação ao diâmetro inicial, o incremento médio relativo foi de 2,64 % ano⁻¹, com o maior valor médio por espécie encontrado para *Neocalyptrocalyx longifolium* (5,58 % ano⁻¹) e com o menor para *Spondias tuberosa*, que teve um incremento de 0,43 % ano⁻¹ (Tabela 8).

Tabela 8. Incremento periódico anual em diâmetro para as espécies em uma floresta tropical seca no semiárido pernambucano, Floresta-PE, durante o período 2012-2015

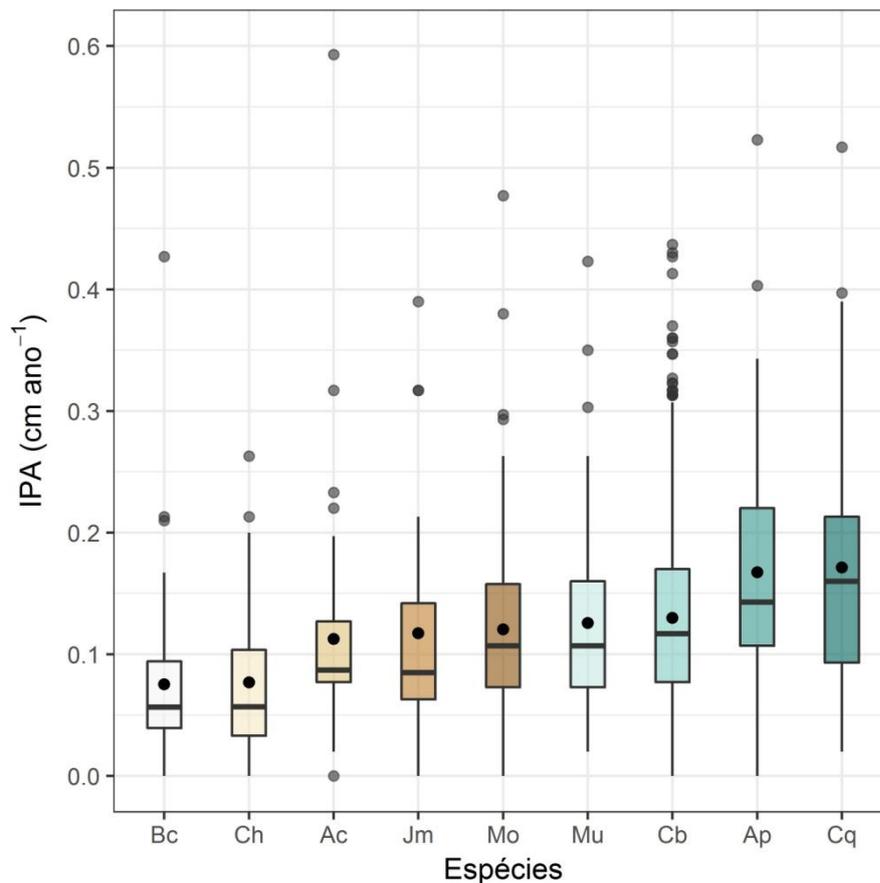
Espécie	N (ind 1,6 ha)	DAP_{MÍN} (cm)	DAP_{MÉD} (cm)	DAP_{MÁX} (cm)	IPA_{MÉD} (cm ano ⁻¹)	IPA_{REL} (% ano ⁻¹)
<i>A. colubrina</i>	61	1,91	4,88	20,71	0,11	2,85
<i>A. pyrifolium</i>	92	1,91	6,88	18,3	0,17	2,63
<i>B. cheilantha</i>	64	1,91	2,59	4,92	0,08	2,98
<i>C. bracteosum</i>	832	1,91	5,95	21,58	0,13	2,49
<i>C. bahianus</i>	1	9,84	9,84	9,84	0,16	1,60
<i>C. quercifolius</i>	61	2,23	9,80	35,02	0,17	2,31
<i>C. glaucocarpum</i>	6	1,91	2,80	3,9	0,10	3,59
<i>C. leptophloeos</i>	16	3,18	13,33	39,86	0,18	1,92
<i>C. heliotropiifolius</i>	39	1,91	2,85	6,69	0,08	2,62
<i>C. flexuosa</i>	2	4,5	6,86	9,21	0,19	2,64
<i>E. calycina</i>	2	3,18	3,24	3,29	0,03	0,81
<i>J. molissima</i>	36	1,91	2,72	4,87	0,12	4,35
<i>L. ferrea</i>	3	2,23	5,60	11,39	0,15	3,37
<i>M. carthaginensis</i>	17	3,02	5,85	10,79	0,20	3,67
<i>M. ophthalmocentra</i>	116	1,91	3,93	9,74	0,12	3,44
<i>M. tenuiflora</i>	19	2,86	6,17	9,05	0,11	1,86
<i>M. urundeuva</i>	69	1,91	9,18	27,05	0,13	1,99
<i>N. longifolium</i>	2	1,91	2,31	2,7	0,13	5,58
<i>P. stipulacea</i>	21	1,91	4,52	9,6	0,14	3,19
<i>Ptilochaeta</i> sp.	1	2,23	2,23	2,23	0,07	3,27
<i>S. glandulosum</i>	6	4,61	11,23	32,94	0,18	2,13
<i>S. brasiliensis</i>	13	2,23	6,95	23,62	0,12	2,10
<i>S. tuberosa</i>	1	30,06	30,06	30,06	0,13	0,43
<i>X. americana</i>	1	3,90	3,90	3,90	0,09	2,23
Total	1481	1,91	5,89	39,86	0,13	2,64

N – Número de indivíduos medidos em ambas as ocasiões, em 2012 e 2015; DAP_{MÍN} – Diâmetro mínimo dos indivíduos medido na primeira ocasião, em 2012; DAP_{MÉD} – Média aritmética dos diâmetros medidos na primeira ocasião, em 2012; DAP_{MÁX} – Diâmetro máximo dos indivíduos medido na primeira ocasião, em 2012; IPA_{MÉD} – Incremento periódico anual médio em diâmetro; IPA_{REL} - Incremento periódico anual médio em relação ao diâmetro inicial.

Fonte: Elaborada pelo autor, 2019.

As nove espécies de maior densidade durante esse período tiveram incrementos médios absolutos variando de 0,08 cm ano⁻¹ para *Bauhinia cheilantha* e *Croton heteropiifolius* a 0,17 cm ano⁻¹ para *Aspidosperma pyrifolium* e *Cnidoscolus quercifolius*. Estas últimas espécies apresentaram uma grande variação de crescimento dos seus indivíduos, desde valores nulos e baixos da ordem de 0,02 cm ano⁻¹ até registros superiores a 0,5 cm ano⁻¹ (Figura 4). Em termos relativos, *B. cheilantha* (2,98 % ano⁻¹) e *C. heteropiifolius* (2,62 % ano⁻¹) apresentaram um incremento médio superior a *C. quercifolius*, a qual teve 2,31 % ano⁻¹, sugerindo que o crescimento ocorreu de forma proporcional ao tamanho dos indivíduos.

Figura 4 – Incremento periódico anual em diâmetro (cm ano^{-1}) para as espécies de maior densidade e com maior número de indivíduos medidos nas duas ocasiões do monitoramento durante o período 2012-2015, em floresta tropical seca no semiárido pernambucano, Floresta-PE



Obs.: Os pontos pretos no interior dos *boxplots* representam o valor médio.

IPA – Incremento periódico anual (cm ano^{-1}); Espécies: Bc – *Bauhinia cheilantha*; Ch – *Croton heteropiifolius*; Ac – *Anadenanthera colubrina*; Jm – *Jatropha molissima*; Mo – *Mimosa ophthalmocentra*; Mu – *Myracrodruon urundeuva*; Cb – *Cenostigma bracteosum*; Ap – *Aspidosperma pyriformis*; Cq – *Cnidocolus quercifolius*.

Fonte: Elaborada pelo autor, 2019.

É importante ressaltar que, quando observado o incremento relativo em diâmetro para as nove espécies de maior densidade, a *Jatropha molissima* apresentou o maior valor médio ($4,35 \text{ \% ano}^{-1}$) e a menor média foi registrada para *Myracrodruon urundeuva* ($1,99 \text{ \% ano}^{-1}$).

A alta variação de crescimento entre indivíduos de uma mesma espécie é atribuída à própria variabilidade interindividual, caracterizando uma variabilidade relacionada ao nicho. Outros aspectos importantes são os diversos fatores ambientais, a heterogeneidade genética dentro da espécie ou a própria história de vida dos indivíduos (BEC et al., 2015).

O incremento médio para *Cenostigma bracteosum*, a espécie de maior dominância ecológica na comunidade, foi de $0,13 \text{ cm ano}^{-1}$ ($2,49 \text{ \% ano}^{-1}$), mesmo valor absoluto encontrado para *M. urundeuva*. Uma das espécies mais suscetíveis à mortalidade, a *Mimosa ophthalmocentra*, apresentou um incremento médio de seus sobreviventes de $0,12 \text{ cm ano}^{-1}$,

valor muito próximo da média geral, porém, em termos relativos, seu incremento foi de 3,44 % ano⁻¹, superando o valor médio obtido para a comunidade.

3.4.2 Incremento em diâmetro no período 2015-2018

Houve um aumento no incremento periódico anual médio em relação ao período 2012-2015 e o valor registrado para toda a comunidade foi de 0,20 cm ano⁻¹. Em nível de espécie, o menor valor médio foi registrado para *Neocaliptrocalix longifolium*, que teve apenas um indivíduo e com crescimento nulo, enquanto a maior média foi encontrada para *Spondias tuberosa*, a qual teve um incremento absoluto de 0,40 cm ano⁻¹, porém, também com apenas um indivíduo em toda a amostra (Tabela 9).

Tabela 5. Incremento periódico anual em diâmetro para as espécies em uma floresta tropical seca no semiárido pernambucano, Floresta-PE, durante o período 2015-2018

Espécie	N (ind 1,6 ha)	DAP_{MÍN} (cm)	DAP_{MÉD} (cm)	DAP_{MÁX} (cm)	IPA_{MÉD} (cm ano ⁻¹)	IPA_{REL} (% ano ⁻¹)
<i>A. colubrina</i>	52	2,16	4,93	21,24	0,20	4,71
<i>A. pyriformium</i>	77	1,91	7,13	16,98	0,16	2,40
<i>B. cheilantha</i>	39	1,91	2,59	4,21	0,07	2,87
<i>C. bracteosum</i>	763	1,91	6,18	22,14	0,19	3,47
<i>C. quercifolius</i>	55	2,39	10,50	35,60	0,39	4,44
<i>C. glaucocarpum</i>	4	2,16	2,45	3,02	0,03	1,45
<i>C. leptophloeos</i>	15	3,50	14,16	40,60	0,32	3,26
<i>C. heliotropiifolius</i>	38	1,91	2,82	5,84	0,08	2,84
<i>C. flexuosa</i>	2	4,82	6,40	7,97	0,35	5,65
<i>E. calycina</i>	1	2,71	2,71	2,71	0,05	1,85
<i>J. molissima</i>	38	1,91	2,95	6,04	0,28	9,50
<i>L. ferrea</i>	2	3,50	7,78	12,06	0,09	1,85
<i>M. carthaginensis</i>	8	3,50	5,52	7,64	0,39	7,37
<i>M. ophthalmocentra</i>	82	1,91	3,91	10,16	0,23	6,80
<i>M. tenuiflora</i>	12	3,76	6,32	9,38	0,19	3,15
<i>M. urundeuva</i>	62	1,91	9,48	27,59	0,20	3,13
<i>N. longifolium</i>	1	2,23	2,23	2,23	0,00	0,00
<i>P. stipulacea</i>	14	2,07	4,89	9,11	0,25	6,22
<i>Ptilochaetasp.</i>	1	2,45	2,45	2,45	0,03	1,35
<i>S. glandulosum</i>	3	5,30	6,92	8,30	0,22	3,21
<i>S. brasiliensis</i>	8	2,23	6,10	20,37	0,08	1,94
<i>S. tuberosa</i>	1	30,45	30,45	30,45	0,40	1,31
Total	1278	1,91	6,16	40,60	0,20	3,87

N – Número de indivíduos medidos em ambas as ocasiões, em 2015 e 2018; DAP_{MÍN} – Diâmetro mínimo dos indivíduos medido na primeira ocasião, em 2015; DAP_{MÉD} – Média aritmética dos diâmetros medidos na primeira ocasião, em 2015; DAP_{MÁX} – Diâmetro máximo dos indivíduos medido na primeira ocasião, em 2015; IPA_{MÉD} – Incremento periódico anual médio em diâmetro; IPA_{REL} – Incremento periódico anual médio em relação ao diâmetro inicial.

Fonte: Elaborada pelo autor, 2019.

O incremento médio anual relativo em diâmetro considerando todas as espécies da comunidade foi de 3,87 % ano⁻¹. A espécie de maior destaque foi a *Jatropha molissima*, com um incremento médio de 9,50 % ano⁻¹.

Cnidoscolus quercifolius teve um incremento periódico médio de 0,39 cm ano⁻¹ e foi a espécie de maior destaque entre as de maior densidade, seguida por *J. molissima* (0,28 cm ano⁻¹) e por *Mimosa ophthalmocentra* (0,23 cm ano⁻¹). As demais espécies não ultrapassaram 0,20 cm ano⁻¹ (Figura 5).

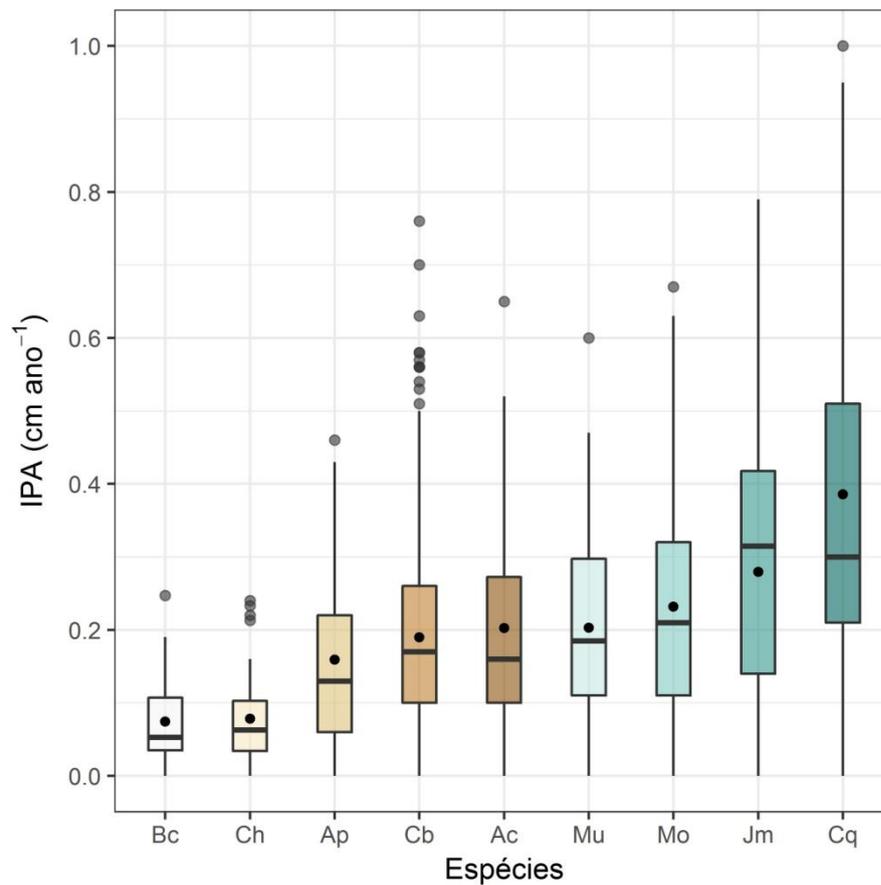
As espécies *J. molissima* e *C. quercifolius* se destacam pela alta capacidade de armazenamento de água no caule e por exibir algumas fenofases mesmo na estação seca, por exemplo, o início da produção de pequenas folhas, que atingem o tamanho máximo durante a estação chuvosa (LIMA; RODAL, 2010). Esse comportamento indica que elas conseguem antecipar a ativação do metabolismo em relação às outras espécies, o que pode favorecer o maior incremento em diâmetro absoluto, conforme encontrado no presente estudo.

Um fato curioso diz respeito às altas médias de incremento em diâmetro de algumas espécies que, em contraste, tiveram altas taxas de mortalidade nos períodos estudados, por exemplo, a *M. ophthalmocentra* e a *M. carthaginensis*. Esses resultados corroboram hipóteses que atribuem às espécies de crescimento rápido uma maior sensibilidade à seca em relação às espécies de crescimento lento, o que está relacionado às estratégias de conservação *versus* aquisição de recursos (OUÉDRAOGO et al., 2013).

As espécies *Bauhinia cheilantha* e *Croton heteropiifolius* tiveram os menores incrementos absolutos entre as nove de maior densidade, com valores médios de apenas 0,07 cm ano⁻¹ e 0,08 cm ano⁻¹, respectivamente. Em termos relativos, seus incrementos de 2,87 % ano⁻¹ e 2,84 % ano⁻¹, respectivamente, foram superiores apenas ao valor médio de *Aspidosperma pyriformium* (2,40 % ano⁻¹), considerando as espécies de maior densidade.

O aumento verificado no crescimento diamétrico para a maioria das espécies pode ser um indício de que a vegetação iniciou a recuperação do estoque que havia sido perdido de forma expressiva durante os anos anteriores. Nas medições de campo, foi observado que o maior crescimento em diâmetro durante o período ocorreu entre 2017 e 2018, coincidindo com a maior precipitação registrada nesse último ano em relação aos anteriores.

Figura 5 – Incremento periódico anual em diâmetro (cm ano^{-1}) para as espécies de maior densidade e com maior número de indivíduos medidos nas duas ocasiões do monitoramento durante o período 2015-2018 em floresta tropical seca no semiárido pernambucano, Floresta-PE



Obs.: Os pontos pretos no interior dos *boxplots* representam o valor médio.

IPA – Incremento periódico anual (cm ano^{-1}); Espécies: Bc – *Bauhinia cheilantha*; Ch – *Croton heteropiifolius*; Ap – *Aspidosperma pyriforme*; Cb – *Cenostigma bracteosum*; Ac – *Anadenanthera colubrina*; Mu – *Myracrodruon urundeuva*; Mo – *Mimosa ophthalmocentra*; Jm – *Jatropha molissima*; Cq – *Cnidoscolus quercifolius*.

Fonte: Elaborada pelo autor, 2019.

Adicionalmente, as altas taxas de mortalidade verificadas sob a seca no período anterior (2012-2015) sugerem uma liberação do estresse competitivo sobre as árvores remanescentes vivas e, conseqüentemente, favorecendo o maior incremento em diâmetro. Trata-se de um fenômeno associado à interação entre seca, à densidade de indivíduos e à competição (JIANG et al., 2018).

3.4.3 Incremento em diâmetro no período 2008-2015

No período de sete anos, o incremento periódico anual em diâmetro de todos os indivíduos sobreviventes apresentou uma média de 0,12 cm. *Spondias tuberosa* foi a espécie com o maior incremento anual (0,22 cm), porém, foi registrado apenas um indivíduo dessa

espécie na amostra. O menor valor médio foi obtido para *Erythrostemon calycina* (0,04 cm), a qual teve apenas dois indivíduos medidos nas duas ocasiões do inventário (Tabela 10).

Tabela 6. Incremento periódico anual em diâmetro para as espécies em uma floresta tropical seca no semiárido pernambucano, Floresta-PE, durante o período 2008-2015

Espécie	N (ind 1,6 ha)	DAP _{MÍN} (cm)	DAP _{MÉD} (cm)	DAP _{MÁX} (cm)	IPA _{MÉD} (cm ano ⁻¹)	IPA _{REL} (% ano ⁻¹)
<i>A. colubrina</i>	59	1,91	4,51	19,84	0,12	3,15
<i>A. pyrifolium</i>	88	1,91	6,36	17,69	0,16	2,73
<i>B. cheilantha</i>	49	1,91	2,35	3,90	0,07	2,88
<i>C. bahianus</i>	1	8,99	8,99	8,99	0,19	2,10
<i>C. bracteosum</i>	795	1,91	5,57	20,60	0,12	2,55
<i>C. quercifolius</i>	61	1,91	9,15	34,42	0,15	2,34
<i>C. glaucocarpum</i>	4	1,91	2,46	3,31	0,07	2,73
<i>C. leptophloeos</i>	16	2,71	12,74	38,97	0,16	1,95
<i>C. heliotropiifolius</i>	30	1,91	2,42	5,71	0,06	2,60
<i>C. flexuosa</i>	2	3,94	6,20	8,45	0,17	2,92
<i>E. calycina</i>	2	3,02	3,04	3,06	0,04	1,30
<i>J. molissima</i>	23	1,91	2,50	3,50	0,10	4,14
<i>L. ferrea</i>	3	1,91	5,11	10,55	0,13	3,33
<i>M. carthaginensis</i>	17	2,71	5,31	9,40	0,16	3,31
<i>M. ophthalmocentra</i>	98	1,91	3,58	9,25	0,11	3,29
<i>M. tenuiflora</i>	19	2,71	5,69	8,63	0,11	2,12
<i>M. urundeuva</i>	67	1,91	8,86	26,59	0,13	2,15
<i>P. stipulacea</i>	19	1,91	4,20	8,74	0,14	3,51
<i>Ptilochaetasp.</i>	1	1,91	1,91	1,91	0,08	4,03
<i>S. glandulosum</i>	6	3,94	10,73	32,46	0,15	2,08
<i>S. brasiliensis</i>	12	2,23	6,85	22,63	0,13	2,68
<i>S. tuberosa</i>	1	28,92	28,92	28,92	0,22	0,76
<i>X. americana</i>	1	1,91	1,91	1,91	0,07	3,61
Total	1374	1,91	5,61	38,97	0,12	2,66

N – Número de indivíduos medidos em ambas as ocasiões, em 2008 e 2015; DAP_{MÍN} – Diâmetro mínimo dos indivíduos medido na primeira ocasião, em 2008; DAP_{MÉD} – Média aritmética dos diâmetros medidos na primeira ocasião, em 2008; DAP_{MÁX} – Diâmetro máximo dos indivíduos medido na primeira ocasião, em 2008; IPA_{MÉD} – Incremento periódico anual médio em diâmetro; IPA_{REL} – Incremento periódico anual médio em relação ao diâmetro inicial.

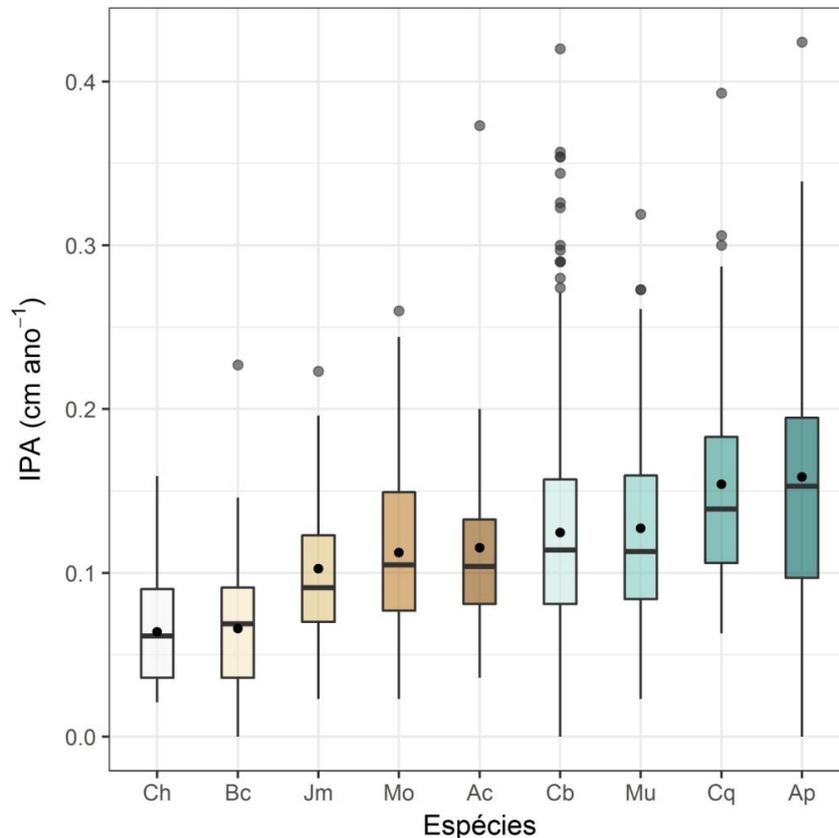
Fonte: Elaborada pelo autor, 2019.

O incremento médio anual relativo em diâmetro considerando todas as espécies da comunidade foi de 2,66 % ano⁻¹. O maior incremento médio relativo foi registrado para *Jatropha molissima* (4,14 % ano⁻¹) e o menor para *S. tuberosa* (0,76 % ano⁻¹) (Tabela 10).

As espécies com maior densidade de indivíduos apresentaram incrementos periódicos anuais médios menores que 0,20 cm. Entre elas, *Aspidosperma pyrifolium* e *Cnidocolus quercifolius* se destacaram com as maiores médias em termos absolutos, com 0,16 cm e 0,15

cm, respectivamente. Além disso, a maior parte de seus indivíduos teve incrementos acima de $0,10 \text{ cm ano}^{-1}$, sobressaindo-se em relação às demais espécies (Figura 6).

Figura 6 – Incremento periódico anual em diâmetro (cm ano^{-1}) para as espécies de maior densidade e com maior número de indivíduos medidos nas duas ocasiões do monitoramento durante o período 2008-2015 em floresta tropical seca no semiárido pernambucano, Floresta-PE.



Obs.: Os pontos pretos no interior dos *boxplots* representam o valor médio.

IPA – Incremento periódico anual; Espécies: Ch – *Croton heteropiifolius*; Bc – *Bauhinia cheilantha*; Jm – *Jatropha molissima*; Mo – *Mimosa ophthalmocentra*; Ac – *Anadenanthera colubrina*; Cb – *Cenostigma bracteosum*; Mu – *Myracrodruonurundeuva*; Cq – *Cnidoscolus quercifolius*; Ap – *Aspidosperma pyriforme*.

Fonte: Elaborada pelo autor, 2019.

Os menores incrementos médios absolutos foram obtidos para *Croton heteropiifolius* e para *Bauhinia cheilantha*, com valores de $0,06$ e $0,07 \text{ cm ano}^{-1}$, respectivamente. Essas espécies tiveram a grande maioria de seus indivíduos com incrementos menores que $0,10 \text{ cm ano}^{-1}$, conforme observado na figura 6, o que pode estar relacionado à própria ecologia de suas populações, caracterizadas por serem arbustivas e por possuírem pequenos diâmetros mesmo quando adultas.

O estresse hídrico durante boa parte do período estudado pode ter dificultado o incremento em diâmetro dos indivíduos. De acordo com Okasabe et al. (2014), o estresse severo compromete o crescimento das plantas, pois provoca a diminuição na abertura dos

estômatos e a consequente limitação da absorção de gás carbônico (CO₂), resultando na redução da atividade fotossintética.

3.5 CRESCIMENTO EM ÁREA BASAL

3.5.1 Crescimento em área basal no período 2012-2015

O crescimento líquido, em área basal, da comunidade arbustivo-arbórea foi negativo, com valores de $-1,9433 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ para o crescimento incluindo o ingresso, e de $-1,9842 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ excluindo o ingresso (Tabela 11). Esses altos valores negativos são justificados pela alta mortalidade de indivíduos e de fustes, que totalizou uma área basal de $2,3965 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, e devido aos baixos valores registrados para o ingresso ($0,0410 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$).

Estes resultados permitem inferir que, durante períodos marcados pelo estresse abiótico prolongado, as alterações na vegetação são bastante negativas, resultando numa notória redução da produtividade em área basal. Diante disto, essa biomassa morta pode ser uma alternativa para aproveitamento energético se colhida em curto prazo, bem como se mantida na natureza, também tem importância ecológica, servindo como abrigo para animais, locais de nidificação e fonte de matéria orgânica para o solo por meio da decomposição.

Em nível de espécie, a maioria apresentou crescimento líquido negativo, principalmente, as de maior densidade populacional, com exceção de *Cnidocolus quercifolius* e de *Myracrodruon urundeuva*. Essas espécies conseguiram elevar sua produtividade em área basal pelo fato de apresentarem baixa mortalidade e pela capacidade de incremento dos sobreviventes, além de possuírem vários indivíduos com maiores diâmetros em relação às outras espécies da comunidade, resultando em maiores incrementos em área transversal. Neste contexto, é possível afirmar que são espécies com mecanismos fisiológicos eficientes que lhes conferem tolerância à seca.

Tabela 11. Crescimento bruto e líquido em área basal ($m^2 ha^{-1}$) por espécie em uma floresta tropical seca, Floresta - PE, para um período de três anos (2012-2015)

Espécie	G1	G2	I_{IND}	I_{FUSTE}	M_{IND}	M_{FUSTE}	C_{bi}	C_b	C_{li}	C_l
<i>A. colubrina</i>	0,2732	0,1172	0,0002	0,0000	0,1353	0,0332	0,0125	0,0122	-0,1560	-0,1562
<i>A. pyriformis</i>	0,3359	0,3209	0,0008	0,0060	0,0420	0,0185	0,0456	0,0388	-0,0150	-0,0218
<i>B. cheilantha</i>	0,0633	0,0301	0,0014	0,0018	0,0335	0,0070	0,0073	0,0041	-0,0333	-0,0365
<i>C. bahianus</i>	0,0067	0,0052	0,0000	0,0000	0,0006	0,0013	0,0005	0,0005	-0,0014	-0,0014
<i>C. bracteosum</i>	2,7854	2,1098	0,0038	0,0146	0,5405	0,3791	0,2440	0,2256	-0,6757	-0,6941
<i>C. quercifolius</i>	0,4040	0,4301	0,0000	0,0000	0,0085	0,0013	0,0359	0,0359	0,0261	0,0261
<i>C. glaucocarpum</i>	0,0073	0,0032	0,0002	0,0000	0,0034	0,0015	0,0007	0,0006	-0,0041	-0,0043
<i>C. leptophloeos</i>	0,2533	0,2443	0,0000	0,0000	0,0213	0,0006	0,0128	0,0128	-0,0091	-0,0091
<i>C. heliotropiifolius</i>	0,0510	0,0256	0,0017	0,0031	0,0267	0,0067	0,0080	0,0031	-0,0254	-0,0302
<i>C. flexuosa</i>	0,0054	0,0061	0,0000	0,0000	0,0003	0,0000	0,0009	0,0009	0,0006	0,0006
<i>E. calycina</i>	0,0133	0,0011	0,0000	0,0000	0,0122	0,0000	0,0001	0,0001	-0,0122	-0,0122
<i>J. mollissima</i>	0,0221	0,0193	0,0014	0,0000	0,0079	0,0002	0,0053	0,0039	-0,0028	-0,0041
<i>L. ferrea</i>	0,0073	0,0081	0,0000	0,0000	0,0002	0,0000	0,0010	0,0010	0,0008	0,0008
<i>M. carthaginensis</i>	0,1233	0,0397	0,0000	0,0002	0,0904	0,0002	0,0069	0,0067	-0,0837	-0,0838
<i>M. ophthalmocentra</i>	0,7864	0,1268	0,0022	0,0022	0,6027	0,0796	0,0228	0,0184	-0,6595	-0,6639
<i>M. tenuiflora</i>	0,2840	0,0429	0,0000	0,0002	0,2128	0,0324	0,0041	0,0039	-0,2411	-0,2413
<i>M. urundeuva</i>	0,4549	0,4640	0,0004	0,0004	0,0166	0,0021	0,0278	0,0270	0,0091	0,0083
<i>N. longifolium</i>	0,0005	0,0007	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0002	0,0002	0,0002	0,0002
<i>P. stipulacea</i>	0,0754	0,0327	0,0002	0,0000	0,0300	0,0180	0,0053	0,0051	-0,0427	-0,0429
<i>Ptilochaeta sp.</i>	0,0002	0,0003	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001
<i>S. glandulosum</i>	0,0877	0,0708	0,0000	0,0002	0,0220	0,0000	0,0051	0,0049	-0,0169	-0,0171
<i>S. brasiliensis</i>	0,0591	0,0638	0,0000	0,0000	0,0007	0,0000	0,0054	0,0054	0,0047	0,0047
<i>S. macranthera</i>	0,0009	0,0000	0,0000	0,0000	0,0009	0,0000	0,0000	0,0000	-0,0009	-0,0009
<i>S. tuberosa</i>	0,0444	0,0455	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0012	0,0012	0,0012	0,0012
<i>V. leucocephala</i>	0,0030	0,0000	0,0000	0,0000	0,0030	0,0000	0,0000	0,0000	-0,0030	-0,0030
<i>X. americana</i>	0,0038	0,0008	0,0000	0,0000	0,0011	0,0019	0,0001	0,0001	-0,0029	-0,0029
<i>Z. joazeiro</i>	0,0003	0,0000	0,0000	0,0000	0,0003	0,0000	0,0000	0,0000	-0,0003	-0,0003
Total	6,1522	4,2089	0,0122	0,0287	1,8129	0,5836	0,4532	0,4123	-1,9433	-1,9842
					0,0410	2,3965				
					Ingresso	Morte				

Em que: G1 = Área basal no início do monitoramento (2012); G2 = Área basal no final do monitoramento (2015); I_{IND} = Área basal de indivíduos ingressos; I_{FUSTE} = Área basal de fustes ingressos; M_{IND} = Área basal dos indivíduos mortos durante o período; M_{FUSTE} = Área basal de fustes mortos durante o período; C_{bi} = Crescimento bruto em área basal, incluindo ingresso; C_b = Crescimento bruto em área basal, excluindo ingresso; C_{li} = Crescimento líquido, incluindo ingresso; C_l = Crescimento líquido, excluindo o ingresso.

Fonte: Elaborada pelo autor, 2019.

Indivíduos de grandes diâmetros possuem maiores reservas de carbono, o que lhes permite uma maior resistência aos eventos de estresse prolongado em comparação aos pequenos, possibilitando a sobrevivência e maiores incrementos (NIINEMETS et al., 2010), como observado para as espécies mencionadas na tabela acima.

A tolerância ao déficit hídrico foi constatada para plantas jovens de *M. urundeuva*, que apresentaram rápido fechamento dos estômatos, redução da condutância estomática e da fotossíntese, bem como acúmulo de açúcares solúveis e aminoácidos totais nas folhas com o aumento do déficit hídrico. As plantas dessa espécie também demonstraram capacidade de

recuperação do status hídrico e do funcionamento do mecanismo estomático e fotossintético após a reidratação (COSTA et al., 2015). Portanto, essas estratégias podem ter sido desenvolvidas, também, pelos indivíduos adultos da espécie no presente estudo, possibilitando a sobrevivência e o crescimento positivo em relação à maioria das espécies.

A comunidade teve um crescimento bruto excluindo ingresso de $0,4123 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, valor próximo ao crescimento estimado considerando o ingresso, que foi de $0,4532 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$. *Cenostigma bracteosum* representou sozinha mais de 50% desses valores e teve $0,2440 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ para o crescimento com ingresso. Outras espécies que se destacaram foram *Aspidosperma pyriformium* e *Cnidoscolus quercifolius*.

Avaliar o crescimento bruto é importante, pois suas estimativas possibilitam prever qual o aumento em área basal ocasionado pelo crescimento dos indivíduos sobreviventes e, também, considerando a influência da mortalidade. Isso significa que o incremento em área basal do povoamento remanescente foi de $0,4532 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, ou seja, a comunidade obteve um aumento de 7,4% em relação a sua área basal inicial de $6,1522 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$.

Embora a seca comprometa o crescimento das espécies, quando ocorrem as chuvas durante a estação chuvosa, mesmo em baixas quantidades como as registradas para o período deste estudo, as plantas respondem à presença da água no solo e os processos de fotossíntese e crescimento podem começar a ser estimulados imediatamente (XU; ZHOU; SHIMIZU, 2010). Em florestas tropicais secas, as espécies caducifólias maximizam a fotossíntese, a condutividade hidráulica e a taxa de crescimento durante a curta estação chuvosa (EAMUS; PRIOR, 2001; BORCHET, 1999).

No período 2012-2015, a estimativa da área basal para o ingresso teve uma maior contribuição de fustes do que de indivíduos, pois os fustes ingressos somaram $0,0287 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, o equivalente a 70% da área basal total desse componente. Em relação à mortalidade, os fustes totalizaram $0,5836 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, uma proporção de 25% do total da área basal morta.

Os resultados confirmam que a dinâmica de fustes e de indivíduos é intensa para as espécies da Caatinga. Além disso, sugerem que as espécies investem na emissão de múltiplas brotações, provavelmente, como uma estratégia para resistir a períodos críticos, como os que ocorrem estresse hídrico severo. Esse comportamento foi evidente em *C. bracteosum* e *A. pyriformium*, ambas abundantes na área.

3.5.2 Crescimento em área basal no período 2015-2018

No período 2015-2018, o crescimento líquido da comunidade também foi negativo, porém, em escala menos agravante do que o encontrado para o período anterior. O crescimento líquido, incluindo ingresso, foi de $-0,0996 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, enquanto, excluindo o

ingresso foi de $-0,1685 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$. Com isso, houve uma pequena redução na área basal total de 4,2089 para $4,1093 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ (Tabela 12).

Tabela 12. Crescimento bruto e líquido em área basal ($\text{m}^2 \text{ ha}^{-1}$) por espécie em uma floresta tropical seca, Floresta-PE, para um período de três anos (2015-2018)

Espécie	G1	G2	I _{IND}	I _{FUSTE}	M _{IND}	M _{FUSTE}	C _{bi}	C _b	C _{li}	C _l
<i>A. colubrina</i>	0,1172	0,1066	0,0000	0,0003	0,0235	0,0056	0,0185	0,0182	-0,0106	-0,0109
<i>A. pyrifolium</i>	0,3209	0,2710	0,0011	0,0005	0,0441	0,0387	0,0328	0,0312	-0,0500	-0,0516
<i>B. cheilantha</i>	0,0301	0,0174	0,0004	0,0010	0,0123	0,0042	0,0039	0,0025	-0,0127	-0,0141
<i>C. bahianus</i>	0,0052	0,0000	0,0000	0,0000	0,0052	0,0000	0,0000	0,0000	-0,0052	-0,0052
<i>C. bracteosum</i>	2,1098	2,1458	0,0042	0,0140	0,0972	0,1991	0,3324	0,3142	0,0360	0,0178
<i>C. quercifolius</i>	0,4301	0,4863	0,0000	0,0062	0,0242	0,0037	0,0841	0,0779	0,0562	0,0500
<i>C. glaucocarpum</i>	0,0032	0,0013	0,0000	0,0000	0,0014	0,0006	0,0001	0,0001	-0,0019	-0,0019
<i>C. leptophloeos</i>	0,2443	0,2625	0,0003	0,0000	0,0034	0,0010	0,0226	0,0223	0,0183	0,0180
<i>C. heliotropiifolius</i>	0,0256	0,0201	0,0002	0,0004	0,0061	0,0028	0,0035	0,0029	-0,0054	-0,0060
<i>C. flexuosa</i>	0,0061	0,0057	0,0000	0,0000	0,0000	0,0018	0,0015	0,0015	-0,0003	-0,0003
<i>E. calycina</i>	0,0011	0,0004	0,0000	0,0000	0,0005	0,0002	0,0000	0,0000	-0,0007	-0,0007
<i>J. mollissima</i>	0,0193	0,0483	0,0173	0,0015	0,0018	0,0000	0,0307	0,0119	0,0290	0,0101
<i>L. ferrea</i>	0,0081	0,0081	0,0000	0,0000	0,0003	0,0000	0,0004	0,0004	0,0001	0,0001
<i>M. carthaginensis</i>	0,0397	0,0193	0,0000	0,0000	0,0266	0,0000	0,0062	0,0062	-0,0204	-0,0204
<i>M. ophthalmocentra</i>	0,1268	0,1169	0,0089	0,0093	0,0380	0,0152	0,0433	0,0251	-0,0099	-0,0280
<i>M. tenuiflora</i>	0,0429	0,0302	0,0000	0,0000	0,0158	0,0014	0,0045	0,0045	-0,0127	-0,0127
<i>M. urundeuva</i>	0,4640	0,4540	0,0000	0,0010	0,0454	0,0049	0,0403	0,0393	-0,0099	-0,0110
<i>N. longifolium</i>	0,0007	0,0002	0,0000	0,0000	0,0005	0,0000	0,0000	0,0000	-0,0005	-0,0005
<i>P. stipulacea</i>	0,0327	0,0288	0,0002	0,0019	0,0085	0,0033	0,0079	0,0059	-0,0039	-0,0059
<i>Ptilochaeta sp.</i>	0,0003	0,0003	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
<i>S. glandulosum</i>	0,0708	0,0087	0,0000	0,0000	0,0635	0,0000	0,0014	0,0014	-0,0621	-0,0621
<i>S. brasiliensis</i>	0,0638	0,0280	0,0002	0,0000	0,0370	0,0000	0,0013	0,0011	-0,0358	-0,0360
<i>S. tuberosa</i>	0,0455	0,0492	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0037	0,0037	0,0037	0,0037
<i>X. americana</i>	0,0008	0,0000	0,0000	0,0000	0,0008	0,0000	0,0000	0,0000	-0,0008	-0,0008
Total	4,2089	4,1093	0,0329	0,0361	0,4562	0,2825	0,6391	0,5702	-0,0996	-0,1685
				0,0689		0,7387				
				Ingresso		Morte				

Em que: G1 = Área basal no início do monitoramento (2015); G2 = Área basal no final do monitoramento (2018); I_{IND} = Área basal de indivíduos ingressos; I_{FUSTE} = Área basal de fustes ingressos; M_{IND} = Área basal dos indivíduos mortos durante o período; M_{FUSTE} = Área basal de fustes mortos durante o período; C_{bi} = Crescimento bruto em área basal, incluindo ingresso; C_b = Crescimento bruto em área basal, excluindo ingresso; C_{li} = Crescimento líquido, incluindo ingresso; C_l = Crescimento líquido, excluindo o ingresso.

Fonte: Elaborada pelo autor, 2019.

A área basal do componente morte foi de $0,7387 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$. Deste total, a mortalidade de indivíduos foi de $0,4562 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ e a de fustes totalizou $0,2825 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, correspondendo a 62% e 38%, respectivamente. Esses valores indicam que muitos indivíduos multifustes reduziram sua cobertura aérea por meio da morte de alguns fustes, mas permaneceram vivos e, possivelmente, com fustes remanescentes mais saudáveis e de maior vigor.

O componente ingresso somou uma área basal de $0,0689 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ e a contribuição de indivíduos e fustes para esse total foi aproximadamente igual, ou seja, 50% para cada, indicando um forte equilíbrio das espécies quanto ao recrutamento.

Algumas espécies de alta importância ecológica na comunidade tiveram crescimentos líquidos positivos, a exemplo da *Cenostigma bracteosum*, *Cnidoscolus quercifolius*, *Commiphora leptophloeos* e *Jatropha molissima*. Esta última foi favorecida pelo alto índice de ingresso de indivíduos, enquanto as outras três espécies tiveram baixas mortalidades associadas ao incremento dos sobreviventes, o qual pode ter sido favorecido pela diminuição da competição em decorrência da alta mortalidade em períodos anteriores.

O crescimento bruto incluindo ingresso foi de $0,6391 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, enquanto, sem o ingresso esse valor foi de $0,5702 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$. As espécies de maior densidade foram as que mais contribuíram para o crescimento bruto, especialmente, *C. bracteosum* e *C. quercifolius*, assim como observado no período anterior de 2012 a 2015.

As plantas de *C. quercifolius* exibem uma rápida recuperação quando há o retorno (reabastecimento) da água ao solo, principalmente, na capacidade de emissão de folhas, comportamento que mais evidenciou a sua estratégia de recuperação ao estresse hídrico (BARBOSA, 2017). Apesar dos resultados encontrados pela autora terem sido obtidos para plantas jovens, pode-se inferir que essa espécie apresenta uma forte capacidade de tolerância e de rápida recuperação ao estresse hídrico também na fase adulta, conforme evidenciado na área do presente estudo, em que a espécie apresentou baixas taxas de mortalidade e, geralmente, conseguiu ter um crescimento líquido positivo.

A resistência dessa espécie se torna ainda mais expressiva diante da sua importância ecológica para os ambientes em que ocorre, corroborando as informações de que é considerada uma espécie restrita às regiões de Caatinga do Brasil, onde é bastante conhecida popularmente como faveleira (SÁTIRO; ROQUE, 2008), além de sua importância social e econômica, pois a população local a utiliza para diversas finalidades, principalmente, como forragem para animais domésticos (FERRAZ et al., 2012).

3.5.3 Crescimento em área basal no período 2008-2015

No período de sete anos, o crescimento líquido incluindo ingresso foi de $-1,0084 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ e o crescimento excluindo o ingresso foi de $-1,1472 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, resultando na redução da área basal do povoamento de $5,2173 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ para $4,2089 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ (Tabela 13).

A mortalidade totalizou uma área basal de $1,9954 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, sendo que $1,5101 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ foi resultante da morte de indivíduos e $0,4853 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ foi referente a de fustes, correspondendo a 76% e 24%, respectivamente. Em contraste, o ingresso em área basal

somou apenas 0,1387 m² ha⁻¹, sendo a contribuição de fustes igual a 0,0904 m² ha⁻¹, representando 65% do total.

Tabela 13. Crescimento bruto e líquido em área basal (m² ha⁻¹) por espécie em uma floresta tropical seca, Floresta-PE, para um período de sete anos (2008-2015)

Espécie	G1	G2	I_{IND}	I_{FUSTE}	M_{IND}	M_{FUSTE}	C_{bi}	C_b	C_{li}	CI
<i>A. colubrina</i>	0,2370	0,1172	0,0008	0,0000	0,1185	0,0294	0,0281	0,0273	-0,1198	-0,1206
<i>A. pyrifolium</i>	0,2754	0,3209	0,0020	0,0145	0,0346	0,0148	0,0950	0,0785	0,0456	0,0291
<i>B. cheilantha</i>	0,0419	0,0301	0,0065	0,0034	0,0222	0,0055	0,0159	0,0061	-0,0118	-0,0217
<i>C. bahianus</i>	0,0053	0,0052	0,0000	0,0000	0,0002	0,0011	0,0013	0,0013	-0,0001	-0,0001
<i>C. bracteosum</i>	2,3586	2,1098	0,0133	0,0515	0,4641	0,3232	0,5385	0,4737	-0,2489	-0,3136
<i>C. quercifolius</i>	0,3652	0,4301	0,0000	0,0015	0,0066	0,0011	0,0725	0,0711	0,0649	0,0634
<i>C. glaucocarpum</i>	0,0043	0,0032	0,0007	0,0007	0,0022	0,0009	0,0020	0,0006	-0,0011	-0,0025
<i>C. leptophloeos</i>	0,2375	0,2443	0,0000	0,0000	0,0197	0,0005	0,0269	0,0269	0,0067	0,0067
<i>C. heliotropiifolius</i>	0,0321	0,0256	0,0059	0,0062	0,0174	0,0053	0,0161	0,0040	-0,0066	-0,0187
<i>C. flexuosa</i>	0,0045	0,0061	0,0000	0,0000	0,0002	0,0000	0,0018	0,0018	0,0016	0,0016
<i>E. calycina</i>	0,0108	0,0011	0,0000	0,0000	0,0099	0,0000	0,0002	0,0002	-0,0098	-0,0098
<i>J. mollissima</i>	0,0135	0,0193	0,0065	0,0006	0,0060	0,0002	0,0120	0,0049	0,0058	-0,0013
<i>L. ferrea</i>	0,0060	0,0081	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0020	0,0020	0,0020	0,0020
<i>M. carthaginensis</i>	0,1051	0,0397	0,0002	0,0000	0,0759	0,0019	0,0124	0,0123	-0,0654	-0,0656
<i>M. ophthalmocentra</i>	0,6156	0,1268	0,0099	0,0094	0,4849	0,0570	0,0531	0,0339	-0,4888	-0,5080
<i>M. tenuiflora</i>	0,2430	0,0429	0,0000	0,0002	0,1833	0,0265	0,0097	0,0095	-0,2001	-0,2003
<i>M. urundeuva</i>	0,4162	0,4640	0,0010	0,0011	0,0142	0,0014	0,0633	0,0612	0,0477	0,0456
<i>N. longifolium</i>	0,0000	0,0007	0,0007	0,0000	0,0000	0,0000	0,0007	0,0000	0,0007	0,0000
<i>P. stipulacea</i>	0,0613	0,0327	0,0007	0,0006	0,0252	0,0149	0,0116	0,0102	-0,0285	-0,0299
<i>Ptilochaeta sp.</i>	0,0002	0,0003	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001
<i>S. glandulosum</i>	0,0833	0,0708	0,0000	0,0002	0,0208	0,0000	0,0083	0,0081	-0,0125	-0,0127
<i>S. brasiliensis</i>	0,0539	0,0638	0,0002	0,0000	0,0004	0,0000	0,0103	0,0100	0,0099	0,0096
<i>S. macranthera</i>	0,0007	0,0000	0,0000	0,0000	0,0007	0,0000	0,0000	0,0000	-0,0007	-0,0007
<i>S. tuberosa</i>	0,0411	0,0455	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0044	0,0044	0,0044	0,0044
<i>V. leucocephala</i>	0,0026	0,0000	0,0000	0,0000	0,0026	0,0000	0,0000	0,0000	-0,0026	-0,0026
<i>X. americana</i>	0,0018	0,0008	0,0000	0,0006	0,0002	0,0015	0,0007	0,0001	-0,0010	-0,0016
<i>Z. joazeiro</i>	0,0003	0,0000	0,0000	0,0000	0,0003	0,0000	0,0000	0,0000	-0,0003	-0,0003
Total	5,2173	4,2089	0,0483	0,0904	1,5101	0,4853	0,9870	0,8482	-1,0084	-1,1472
				0,1387		1,9954				
				Ingresso		Morte				

Em que: G1 = Área basal no início do monitoramento (2008); G2 = Área basal no final do monitoramento (2015); I_{IND} = Área basal de indivíduos ingressos; I_{FUSTE} = Área basal de fustes ingressos; M_{IND} = Área basal dos indivíduos mortos durante o período; M_{FUSTE} = Área basal de fustes mortos durante o período; C_{bi} = Crescimento bruto em área basal, incluindo ingresso; C_b = Crescimento bruto em área basal, excluindo ingresso; C_{li} = Crescimento líquido, incluindo ingresso; CI = Crescimento líquido, excluindo o ingresso.

Fonte: Elaborada pelo autor, 2019.

O alto percentual da área basal de fustes no componente ingresso pode ter ocorrido devido à dificuldade de germinação e ao estabelecimento dos indivíduos provenientes do banco de sementes, que são afetados pelas condições limitantes do ambiente e pelo pastejo extensivo. Neste contexto, os indivíduos maiores já estabelecidos levam vantagem na

exploração dos recursos e investem suas reservas na brotação e no crescimento das ramificações (fustes).

Mimosa ophthalmocentra e *Cenostigma bracteosum* apresentaram expressivos incrementos negativos e, juntas, somaram um crescimento líquido com ingresso de $-0,7377 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, correspondente a mais de 70% do valor total. Isto é justificado pelo fato de essas serem as duas espécies de maior densidade na área, porém, a *M. ophthalmocentra* teve uma alta redução de sua produtividade devido à maior taxa de mortalidade de seus indivíduos.

Algumas populações de baixa densidade se destacaram por apresentar crescimentos líquidos positivos. Esse foi o caso das espécies *Schinopsis brasiliensis*, *Cynophalla flexuosa*, *Libidibia ferrea*, *Spondias tuberosa* e *Ptilochaeta* sp., as quais conseguiram manter a produtividade em área basal, indicando que são espécies mais exigentes e restritas a locais que realmente mantêm condições propícias a sua sobrevivência e desenvolvimento, por exemplo, manchas de solos mais desenvolvidos e que possibilitam um maior armazenamento de água.

Spondias tuberosa possui um parênquima aquífero em suas raízes, o que permite o armazenamento de água e reservas para uso durante os períodos secos (ANDRADE-LIMA, 1981; SILVA et al., 2011), favorecendo sua sobrevivência e crescimento, conforme encontrado nesta pesquisa.

O crescimento bruto da comunidade incluindo o ingresso foi de $0,9870 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$ e o crescimento excluindo ingresso foi de $0,8482 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$. Esses valores indicam que, durante sete anos, a vegetação sobrevivente aumentou sua área basal em cerca de 20% em relação ao estoque estimado no período inicial, que era de $5,2173 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$. No entanto, a alta mortalidade, associada aos eventos meteorológicos extremos, ocasionou a redução da área basal da comunidade, conforme foi estimado pelo crescimento líquido negativo.

4 CONCLUSÕES

Os longos períodos de seca intensa provocaram mudanças na composição e na estrutura da vegetação arbustivo-arbórea da Caatinga. Apesar disso, as espécies *Cenostigma bracteosum*, *Myracrodruon urundeuva*, *Cnidoscolus quercifolius*, *Mimosa ophthalmocentra* e *Aspidosperma pyrifolium* predominaram quanto aos parâmetros da estrutura horizontal.

A mortalidade foi superior ao recrutamento, afetando o crescimento líquido em área basal da comunidade, que foi negativo em todos os períodos. Já o crescimento em diâmetro e área basal da vegetação foi afetado pelos baixos índices pluviométricos e pelas elevadas temperaturas médias anuais.

As espécies que apresentaram maior suscetibilidade ao estresse foram *Mimosa ophthalmocentra*, *Mimosa tenuiflora*, *Manihot carthaginensis*, inferindo a necessidade de cautela quanto ao seu manejo em condições de estresse severo.

Espécies que demonstraram respostas mais evidentes de tolerância ao estresse prolongado foram *Jatropha molissima* e *Cnidoscolus quercifolius*, porém, também se destacaram a *Cenostigma bracteosum*, *Myracrodruon urundeuva* e *Aspidosperma pyrifolium*, as quais tiveram taxas de mortalidade relativamente mais baixas.

CAPÍTULO 2

COMPETIÇÃO E CRESCIMENTO DE *Cenostigma bracteosum* (Tul.) E. Gagnon & G. P. Lewis EM FLORESTA TROPICAL SECA NO SEMIÁRIDO PERNAMBUCANO

RESUMO

Cenostigma bracteosum é uma espécie predominante em ambientes de vegetação Caatinga, especialmente na região do semiárido pernambucano, local onde se destaca pelo uso energético. Estudar os possíveis fatores que influenciam seu crescimento pode contribuir para seu manejo sustentável. A competição é um desses principais fatores e, em florestas, a sua avaliação é baseada na utilização de índices que permitem quantificar o nível competitivo de um indivíduo em relação ao de seus vizinhos. O objetivo deste capítulo foi estudar a influência da competição e do tamanho em diâmetro no crescimento de *C. bracteosum* em uma floresta tropical seca no Nordeste brasileiro. Este estudo foi realizado em duas áreas de Caatinga e os dados foram obtidos de parcelas permanentes instaladas em cada área, nas quais foram analisadas 487 árvores-objeto de *C. bracteosum* na área mais conservada (Área I) e 307 em uma área com histórico de maiores intervenções (Área II). O diâmetro a 1,30 m do solo (DAP) e as distâncias entre as árvores-objeto e suas competidoras foram utilizados. A competição foi quantificada por meio de cinco índices de competição, sendo dois independentes, dois dependentes e um semi-independente da distância. As árvores-objeto foram separadas por grupos de competição em função da identidade dos vizinhos. A avaliação dos índices e do tamanho (DAP) se deu por meio de correlação linear e por análises gráficas com o incremento periódico anual em diâmetro. Foi observada uma alta variação nos resultados obtidos, principalmente, para a área II. O incremento em diâmetro das árvores-objeto “livres” de competição foi superior ao das que possuíam vizinhos no seu entorno. Os índices resultaram em correlações negativas com o incremento em diâmetro que variaram de -0,161 a -0,383 na área I e de -0,131 a -0,443 na área II. A competição, por meio dos índices aplicados, demonstrou uma associação negativa com o crescimento de *Cenostigma bracteosum*, porém, as correlações obtidas foram fracas, o que pode ser resultante da distribuição aleatória dos indivíduos arbustivo-arbóreos na Caatinga. O tamanho em diâmetro das árvores-objeto teve uma maior relação com o seu crescimento diamétrico, indicando um efeito secundário das interações competitivas entre os indivíduos. O índice independente da distância de Lorimer, pela sua simplicidade de cálculo, é recomendado para representar a competição em vegetação Caatinga.

Palavras-chave: Caatinga; Índices de competição; Limitação por água; Competição assimétrica.

1 INTRODUÇÃO

A espécie *Cenostigma bracteosum* (Tul.) E. Gagnon & G. P. Lewis é uma representante da família Fabaceae e da subfamília Caesalpinioideae. Essa espécie é caracterizada como uma árvore caducifólia que ocorre principalmente em formações secas como a Caatinga, o Cerrado, as florestas sazonais e as dunas costeiras (QUEIROZ, 2009).

Em ambientes de vegetação Caatinga, a *C. bracteosum* é conhecida popularmente como catingueira e tem se destacado nos levantamentos fitossociológicos pela sua alta abundância e forte dominância em relação às demais espécies, especialmente, no semiárido pernambucano (FERRAZ et al., 2014; MARANGON et al., 2016), região geográfica abrangida pelo presente estudo. A espécie foi caracterizada por possuir atributos de baixa utilização de recursos, o que lhe permite vantagens durante os períodos críticos de estresse hídrico que são comuns na região (FERREIRA et al., 2015).

A população local utiliza as espécies florestais para diversos fins e, nesse cenário, a *C. bracteosum* foi uma das mais citadas por habitantes de uma aldeia indígena no município de Floresta, semiárido de Pernambuco, onde os usos de sua madeira predominantes foram para energia, na forma de lenha e de carvão, e para construções rurais (FERRAZ et al., 2012).

Diante da alta importância ecológica e do potencial de utilização dessa espécie, torna-se importante estudar os possíveis fatores que influenciam o seu crescimento. Nesse sentido, o conhecimento sobre as interações competitivas com indivíduos vizinhos pode contribuir com informações acerca de seu manejo e exploração sustentável.

A competição é um processo fundamental nas comunidades de plantas (BERGER et al., 2008). Estes autores afirmam que as interações entre plantas ocorrem localmente e as concorrentes podem apresentar diferenças expressivas quanto ao tamanho e outros aspectos. Além disso, o crescimento e o desenvolvimento das plantas são comportamentos que se adaptam em resposta às mudanças nas condições ambientais.

A competição juntamente com o clima e o tamanho das plantas são os três principais fatores que influenciam o crescimento. O estudo da competição pode fornecer informações quantitativas sobre a interação desses fatores na determinação do crescimento de espécies coexistentes em grandes escalas espaciais (GÓMEZ-APARÍCIO et al., 2011).

Para análise da competição florestal, utilizam-se índices que permitem quantificar o nível competitivo de uma árvore (árvore-objeto) em relação ao índice de suas competidoras (DAVIS et al., 2005). Esses índices de competição são classificados conforme as variáveis relacionadas às dimensões iniciais da árvore-objeto e à localização das árvores vizinhas: índice dependente da distância (IDD), independente da distância (IID) e semi-independente da distância (ISD) (STAGE; LEDERMAN, 2008; CONTRERAS; AFFLECK; CHUNG, 2011).

Embora os índices de competição não sejam capazes de representar todos os processos biológicos complexos relacionados à competição, eles fornecem medições dos resultados desses processos e são considerados úteis na previsão do crescimento das árvores (DANIELS et al., 1986). Assim, a utilização de índices de competição tornou-se componente importante

do manejo florestal em âmbito mundial, pois pode expressar as condições de crescimento de uma determinada árvore individual, sendo considerada uma maneira de quantificar o esforço para sobreviver (PEDERSEN et al., 2013).

Nesse contexto, o objetivo geral desta pesquisa foi estudar a influência da competição e do tamanho em diâmetro dos indivíduos no crescimento diamétrico da espécie *Cenostigma bracteosum*. Com isso, buscou-se responder aos seguintes questionamentos: O processo de competição influencia no crescimento dos indivíduos dessa espécie? Os índices de competição e o tamanho têm associação com o crescimento de espécies na Caatinga?

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

A pesquisa foi realizada na Fazenda Itapemirim, localizada no município de Floresta, Pernambuco, e situada a 8°30'49" Latitude Sul e 37°57'44" Longitude Oeste, com uma área total de 5.695,65 ha. O município de Floresta está inserido na mesorregião do São Francisco Pernambucano e microrregião de Itaparica, com uma área territorial de 3675 km².

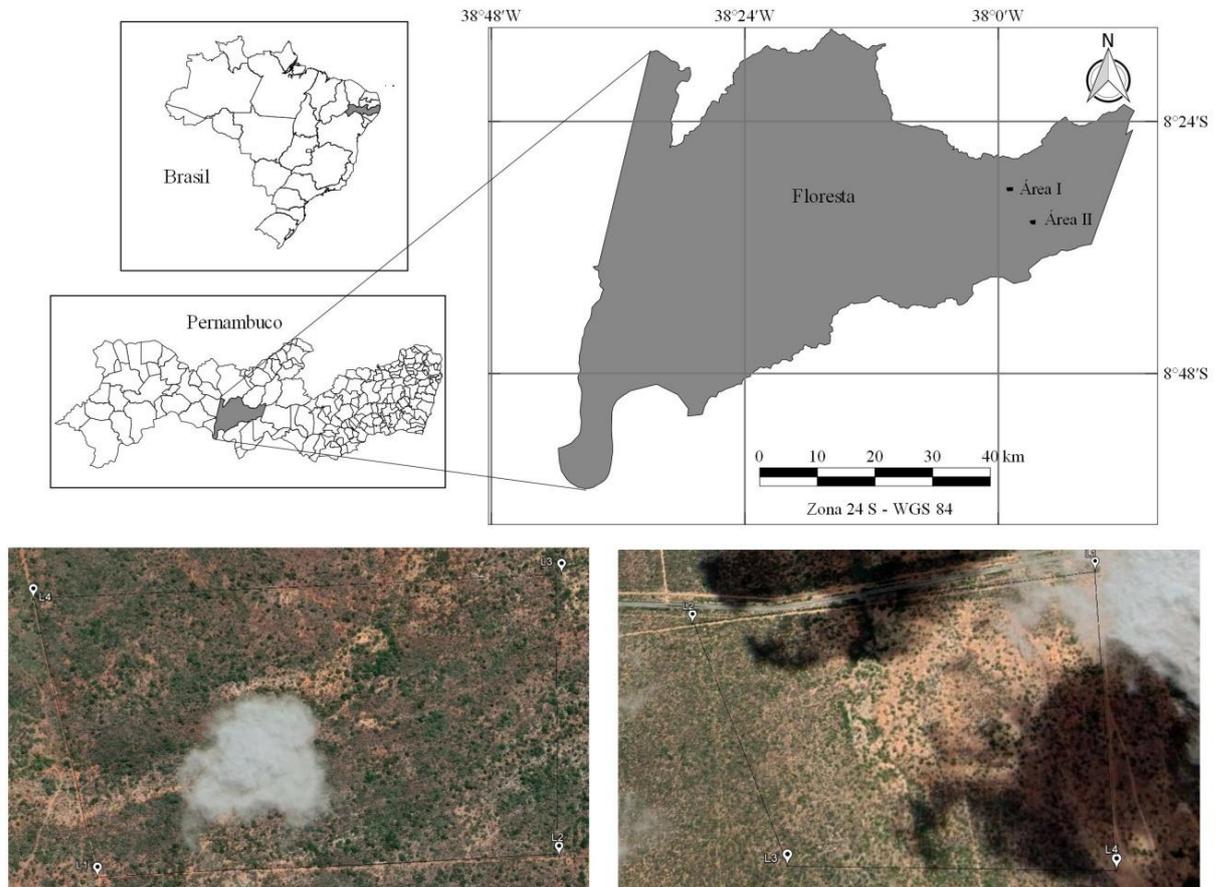
O clima da região é do tipo BSh, caracterizado por ser quente e seco, de acordo com a classificação de Köppen (ALVARES et al., 2013). A precipitação anual total média fica compreendida entre 380 e 760 mm e a temperatura média anual do ar é maior que 18 °C. Os períodos de chuva são concentrados em poucos meses do ano, geralmente, com destaque para março e abril como os mais chuvosos.

A vegetação pode ser classificada como Savana-Estépica Arborizada, de acordo com a classificação proposta pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2012). O solo predominante é o Luvisolo Crômico, caracterizado por ser raso a pouco profundo e por apresentar mudança abrupta em sua textura (EMBRAPA, 2018).

O estudo da competição foi realizado em duas áreas de vegetação nativa com distintos históricos de uso, uma considerada mais conservada no contexto local (Área I), e outra em que os relatos indicam antropização mais intensa datando de um período mais recente (Área II) (Figura 1).

A área I está situada sob as coordenadas 8°33'25" S e 37°58'50" W e tem uma extensão aproximada de 50 ha no interior da fazenda. O histórico de uso aponta que esse fragmento não experimenta maiores perturbações antrópicas há cerca de seis décadas e os relatos são de pouco histórico de corte, ocorrendo apenas eventualmente para a manutenção das cercas que limitam o local.

Figura 1 – Localização das áreas de estudo. As imagens aéreas são datadas do mesmo período e mostram o aspecto geral da vegetação da área I (à esquerda) e da área II (à direita) logo após o término do período chuvoso na região



Fonte: Elaborada pelo autor, 2019. (As imagens aéreas foram registradas por satélite no mês de junho de 2017 e obtidas da base de dados do software Google Earth Pro.)

Quanto à área II, consiste em um fragmento com aproximadamente 50 ha, situado sob as coordenadas 8°33'30" S e 37°56'35" W. O histórico de uso dessa área reporta a uma exploração por meio de corte raso, realizada há cerca de três décadas, utilizando a técnica do correntão e, desde então, esse ambiente foi mantido em pousio e tem se regenerado naturalmente.

A distância entre as áreas é de aproximadamente 6,5 quilômetros. É importante mencionar que a área I está localizada em uma porção mais interna da propriedade e é circundada, em sua maioria, por vegetação nativa conservada, enquanto a área II está próxima a uma estrada vicinal com tráfego constante de veículos e de pessoas que habitam numa comunidade rural de origem indígena nas proximidades. Em ambos os locais, é constante a presença de animais, principalmente, de caprinos, que pastejam de forma extensiva.

No início deste estudo, as características da área I registravam uma densidade média de 1478 ind ha⁻¹, com variação entre 725 ind ha⁻¹ a 2600 ind ha⁻¹. A área basal média era de 6,1522 m² ha⁻¹, variando de 2,0525 m² ha⁻¹ a 10,5750 m² ha⁻¹. Na área II, a densidade média

de indivíduos era de 722 ind ha⁻¹, variando de 50 ind ha⁻¹ a 3800 ind ha⁻¹, enquanto a área basal média era de 2,4629 m² ha⁻¹, com uma variação de 0,0850 m² ha⁻¹ a 8,2075, m² ha⁻¹ entre as parcelas.

Cenostigma brateosum é a espécie predominante nas duas áreas, compreendendo mais de 45% dos indivíduos da vegetação arbustivo-arbórea. As áreas possuem diferenças quanto à composição florística, sendo que outras espécies abundantes na área I são: *Mimosa ophthalmocentra*, *Bauhinia cheilantha*, *Aspidosperma pyriformium*, *Anadenathera colubrina*, *Croton heliotropiifolius*, *Myracronдруon urundeuva* e *Cnidocolus quercifolius*, enquanto na área II, são: *Pityrocarpa moniliformis*, *Mimosa ophthalmocentra*, *Jatropha molissima*, *Croton blanchetianus* e *Combretum galucocarpum*.

2.2 COLETA DE DADOS

Os dados foram coletados em 40 parcelas permanentes alocadas em cada área. Essas parcelas têm dimensões de 20 m x 20 m e fazem parte de um inventário contínuo que vem sendo realizado desde 2008, ocasião em que foram instaladas de forma sistemática a uma distância de 80 m entre si e a 50 m da bordadura.

Na instalação das parcelas, todos os indivíduos com circunferência a 1,30 m do solo igual ou maior que 6 cm (CAP ≥ 6 cm) foram identificados, marcados e tiveram medidos a sua CAP. As medições foram refeitas em 2011 e, a partir de então, foram realizadas anualmente. Neste trabalho, a coleta específica para avaliar a competição foi realizada no final da estação seca de 2017, portanto, a base de dados utilizada compreendeu um período de cinco anos (2012 a 2017). Os cálculos dos índices de competição foram realizados a partir dos tamanhos dos indivíduos tomados na medição inicial desse período.

Para o presente estudo de competição, todos os indivíduos vivos da espécie *Cenostigma bracteosum* registrados no início e no final do período de monitoramento foram considerados árvores-objeto e analisados quanto à competição com seus vizinhos, em nível intra e interespecífico. Os ingressos e mortos durante o período não foram incluídos devido a sua influência limitada e incerta na competição.

No total, foram analisadas 487 árvores-objeto na área I e 307 na área II. As árvores-objeto foram localizadas nas parcelas por meio de suas placas de identificação colocadas durante o monitoramento. Após a localização, foram medidas as distâncias horizontais em relação aos competidores (Figura 2). O diâmetro a 1,30 m do solo (DAP) dos indivíduos foram obtidos a partir das fichas de campo do inventário contínuo. A informação de não

ocorrência de competição também foi registrada, ou seja, quando não havia nenhum indivíduo no raio delimitado em torno da árvore-objeto.

Quanto aos índices dependentes e semi-independentes da distância, a definição dos indivíduos competidores foi baseada em um raio delimitado em torno da árvore-objeto, e todos os indivíduos arbustivo-arbóreos vivos com $CAP \geq 6,0$ cm situados dentro desse raio foram considerados concorrentes. Nesse estudo, foi considerado um raio fixo de 3,0 metros, correspondente a uma área de $28,27 \text{ m}^2$, determinado com base em um dos trabalhos pioneiros em estudos de competição (HEGYI, 1974), além de considerar a característica de pequeno porte da maioria das plantas da vegetação local.

Figura 2 – Medição da distância entre uma árvore-objeto e uma de suas competidoras



Fonte: Elaborada pelo autor, 2019.

2.3 ANÁLISE DE DADOS

As árvores-objeto foram separadas quanto à ausência de competição, à ocorrência de competição intraespecífica, interespecífica e ambas as interações, de modo que foram criados quatro grupos. O primeiro grupo compreendeu apenas as árvores sem competidores no raio de três metros (SC); o segundo incluiu as que estavam submetidas à competição exclusivamente intraespecífica (CSIA); as árvores-objeto que só experimentavam competição interespecífica foram incluídas no terceiro grupo (CSIR); o quarto grupo incluiu as árvores com ambas as interações competitivas (CIAR).

Para quantificar a competição, foram utilizados cinco índices de competição (IC), entre os quais dois são independentes, dois são dependentes e um é semi-independente da distância, conforme apresentados na Tabela 1.

Tabela 1. Índices utilizados para avaliar a competição sobre *Cenostigma bracteosum* em uma floresta tropical seca, município de Floresta-PE

Índice	Tipo	Fórmula	Fonte
IC1	Dependente	$\sum_{j=1}^n \frac{DAP_j}{\frac{DAP_i}{Dist_{ij}}}$	Hegyí (1974)
IC2	Dependente	$\sum_{j=1}^n \frac{f_j}{\frac{f_i}{Dist_{ij}}}$	Adaptado pelo autor (2019)
IC3	Semi-independente	$\sum_{j=1}^n DAP_j$	Looney et al. (2016)
IC4	Independente	$\sum_{j>1}^n (\pi \times DAP_{máxj}^2) / 40000$	Wykoff (1982)
IC5	Independente	$\sum_{j=1}^n \frac{DAP_j}{DAP_i}$	Lorimer (1983)

IC – Índice de competição; DAP_i – Diâmetro à 1,30 m do solo da árvore-objeto i; DAP_j - Diâmetro à 1,30 m do solo da árvore competidora; DAP_{máxj} – Diâmetro das árvores maiores que a árvore-objeto; f_j – Número de fustes da árvore competidora; f_i – Número de fustes da árvore-objeto; n – Número de competidores; Dist_{ij} – Distância entre a árvore competidora j e a árvore-objeto i.

Fonte: Elaborada pelo autor, 2019.

Os competidores para os índices IC1 e IC2 foram obtidos considerando o raio de 3 metros em torno da árvore-objeto, mesmo procedimento adotado para o IC3, o qual se enquadra no conceito de semi-independente da distância (STAGE; LEDERMAN, 2008). O índice IC2 foi adaptado para essa floresta tropical seca (Caatinga) com base na fórmula proposta por Hegyí (1974), considerando o número de fustes em vez dos diâmetros. Essa modificação foi baseada no conceito de Bella (1971), inferindo que competidores que possuem maior número de fustes têm uma área de sobreposição maior e, conseqüentemente, exercem maior competição sobre a árvore-objeto. Os índices IC4 e IC5 foram obtidos em nível de parcela, sendo o IC4 resultante da soma das áreas transversais das árvores maiores que a árvore-objeto e o IC5 uma relação entre o tamanho dos competidores e da árvore-objeto.

O incremento periódico anual em diâmetro (IPAd) foi calculado para o período considerado (2012 a 2017) por meio da razão entre a diferença entre os diâmetros mensurados nas duas ocasiões e a amplitude de tempo de cinco anos (Equação 1).

$$IPAd = \frac{DAPf - DAPi}{t} \quad (1)$$

Em que: IPAd – Incremento periódico anual em diâmetro no período 2012-2017 em cm ano^{-1} ; DAPf – Diâmetro a 1,30 m do solo medido no final do período (2017), em cm; DAPi – Diâmetro a 1,30 m do solo medido no início do período (2012), em cm; t = Intervalo de tempo do monitoramento em anos.

Os incrementos em diâmetro das árvores-objeto foram associados aos seus respectivos tamanhos, representados pelo diâmetro inicial (DAPi), e aos índices de competição por meio da análise de correlação linear de Pearson. As significâncias das correlações foram avaliadas ao nível de 95% de probabilidade.

O tamanho e os dois índices mais correlacionados com o incremento em diâmetro foram apresentados graficamente por meio de um *scatterplot* (gráfico de dispersão) com ajuste linear indicado pela correlação. Para os grupos de competição, foram elaborados *boxplots* para representar a variação do incremento em função da identidade dos vizinhos.

Os dados foram tabulados e organizados em planilha eletrônica Excel, onde foram realizados os cálculos dos índices. As demais análises foram realizadas com auxílio do software R Studio. Para as correlações, utilizou-se o pacote *corrplot* e, para a elaboração dos gráficos, foram utilizados os recursos do pacote *ggplot2*.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nas duas áreas estudadas, a média de diâmetro das árvores-objeto amostradas foi próxima a 5,9 cm (Tabela 2). O incremento médio em diâmetro na área I foi de $0,13 \pm 0,06 \text{ cm ano}^{-1}$ e na área II foi de $0,16 \pm 0,10 \text{ cm ano}^{-1}$. As duas áreas apresentaram valores mínimos de incremento iguais a zero, indicando a dificuldade de crescimento dos indivíduos no período avaliado.

Os resultados obtidos apontaram uma alta amplitude de variação das variáveis analisadas, sendo observados maiores valores de amplitude e de desvio padrão para as

variáveis obtidas na área II, aspecto que pode estar relacionado à ocorrência mais recente de intervenções antrópicas intensas nesse ambiente.

Tabela 2. Estatística descritiva das variáveis estudadas nos dois fragmentos de floresta tropical seca, município de Floresta-PE

Variável	Área I				Área II			
	Média	Desvio padrão	Mínimo	Máximo	Média	Desvio padrão	Mínimo	Máximo
IPAd	0,13	0,06	0,00	0,35	0,16	0,10	0,00	0,54
DAP	5,90	3,11	1,91	21,58	5,89	3,60	1,91	23,79
IC1	2,02	2,45	0,00	29,82	11,01	19,71	0,00	113,11
IC2	2,42	3,04	0,00	23,90	13,30	23,95	0,00	127,79
IC3	14,45	10,40	0,00	53,20	22,35	16,38	0,00	66,84
IC4	0,19	0,08	0,00	0,41	0,09	0,08	0,00	0,32
IC5	85,82	49,63	13,81	252,10	52,93	46,37	0,86	285,32

IPAd – Incremento periódico anual em diâmetro no período 2012-2017, cm ano⁻¹; DAP - Diâmetro à 1,30 m do solo das árvores-objeto, cm; IC - Índices de competição, em que: IC1 (Hegyi); IC2 (adaptado a partir de Hegyi); IC3 (Looney); IC4 (Wykoff); IC5 (Lorimer).

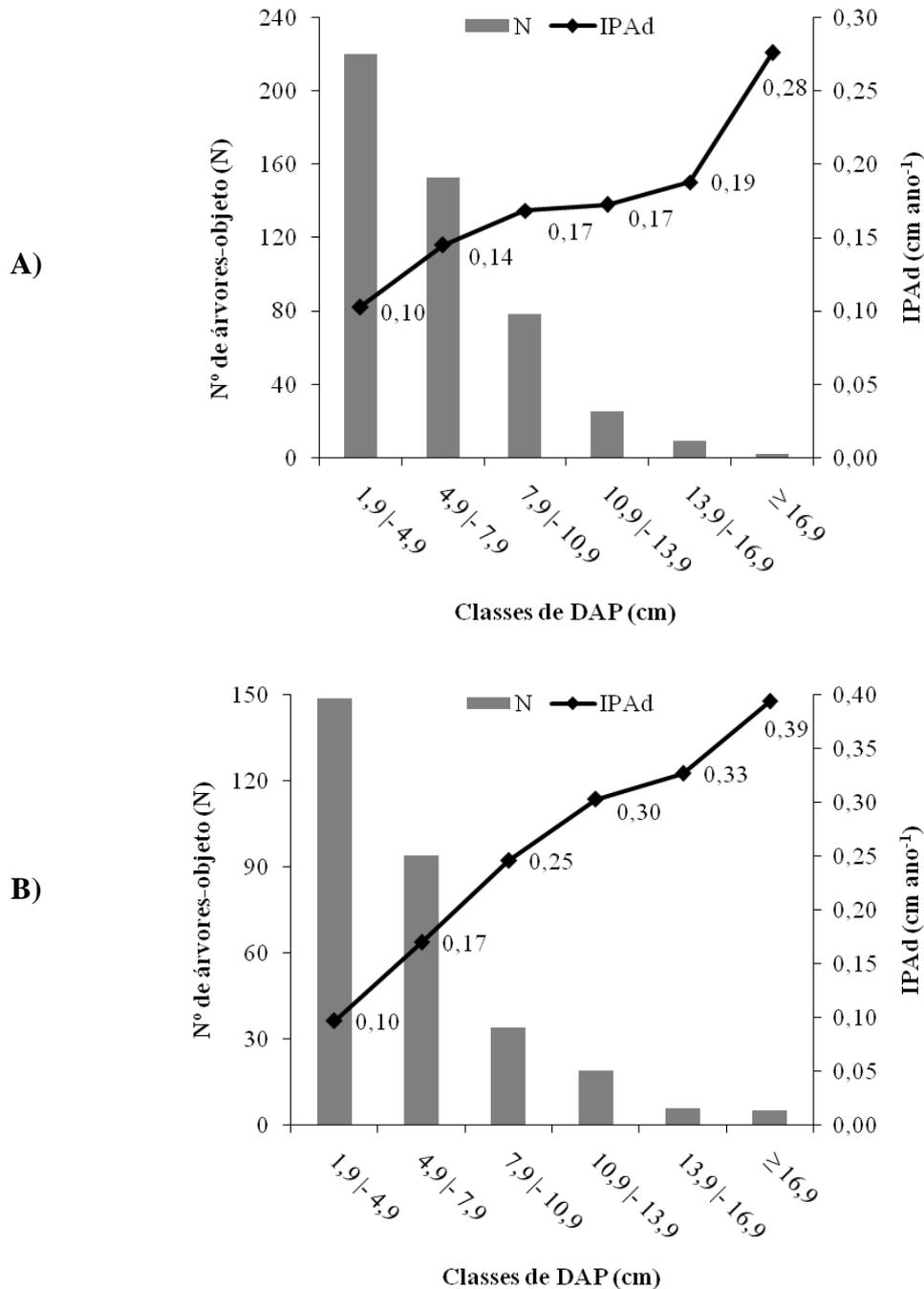
Fonte: Elaborada pelo autor, 2019.

A distribuição diamétrica das árvores-objeto e o respectivo incremento médio em diâmetro por classe são visualizados na Figura 3. Nas duas áreas, verificou-se uma tendência de aumento do incremento nas classes de maior diâmetro, comportamento mais evidente na área II (Figura 3).

Os indivíduos com DAP $\geq 7,9$ cm amostrados na área II apresentaram altos incrementos médios quando comparados aos indivíduos de mesmo porte na área I, permitindo apontar que a área antropizada pode estar proporcionando melhores condições para o crescimento de indivíduos de *Cenostigma bracteosum*, especialmente, os de porte médio a grande. Esses resultados podem ocorrer em virtude da distribuição espacial resultante da intervenção antrópica passada, o que resulta em menor competição pelos recursos limitantes.

Existe uma forte variação interindividual responsável por uma alta variabilidade intraespecífica do crescimento. Esse comportamento está relacionado à variabilidade de nicho da espécie e é decorrente das diferenças genéticas, de história de vida, de tamanho e de idade dos indivíduos (BEC et al., 2015). Destaca-se ainda a influência das diferenças do local, das interações competitivas e das características ambientais como alguns outros aspectos que contribuem para a alta heterogeneidade do crescimento.

Figura 3 – Distribuição das árvores-objeto e incremento periódico anual médio por classe de diâmetro nas Áreas I (A) e II (B) em floresta tropical seca no município de Floresta-PE



IPAd - Incremento periódico anual em diâmetro no período 2012-2017, em cm ano⁻¹; DAP – Diâmetro à 1,30 m do solo (cm).

Fonte: Elaborada pelo autor, 2019.

Os índices de competição apresentaram médias superiores na área II, exceto o IC4 e o IC5, que foram maiores na área I (Tabela 2). Em geral, os índices que, em sua fórmula, consideram o raio de competição e a distância da árvore-objeto em relação aos vizinhos resultaram em médias menores para a área I, enquanto os índices calculados a partir de variáveis em nível de parcela expressaram médias inferiores para a área II.

As alterações decorrentes da interferência de máquinas (correntão, por exemplo) influenciam na distribuição espacial das plantas na floresta e resultam em alta heterogeneidade da vegetação. Esses motivos corroboram os resultados dos índices de competição obtidos na área II, que apresentaram uma maior variação geral quando comparados a área I.

Estudos acerca da competição entre espécies arbustivo-arbóreas não foram encontrados para outras áreas de vegetação Caatinga. No entanto, existem estudos realizados com espécies nativas em outras formações florestais brasileiras que utilizaram índices de competição.

Considerando os índices utilizados no presente estudo, em árvores da espécie *Trichilia claussonii*, numa Floresta Estacional Semidecidual, foi encontrada uma média de 2,24 para o índice de Hegyi (SILVEIRA et al., 2015), enquanto para árvores de *Ocotea porosa* em uma Floresta Ombrófila Mista no estado de Santa Catarina, Weber et al. (2018) registraram um valor médio de 1,10. Os valores referentes ao índice de Hegyi encontrados pelos autores citados foram próximos aos de *Cenostigma bracteosum* na área I do presente trabalho (2,02), indicando uma possível semelhança na intensidade de competição nesses ambientes. Entretanto, cabe ressaltar que a comparação por meio de valores médios requer cautela, pois os índices de competição são expressões matemáticas cujos valores dependem de muitos fatores, especialmente, do critério de seleção dos competidores.

Em florestas que possuem uma estrutura diversa, a exemplo das florestas naturais, a intensidade da competição e sua importância variam de acordo com o histórico de desenvolvimento da área e de atributos individuais das árvores, tais como espécies, tamanho e idade (AAKALA et al., 2013). No nosso estudo, as duas áreas possuem diferentes históricos de uso, além de diferenças na composição de espécies e de estrutura espacial, o que justifica as altas variações dos resultados encontrados em relação aos índices de competição avaliados.

Em relação aos grupos de competição observados na área I, verificou-se que 54 árvores-objeto não tinham competidores no seu entorno, 63 possuíam somente competidores interespecíficos, 185 apresentaram somente competidores intraespecíficos e 185 experimentavam competição intra e interespecífica.

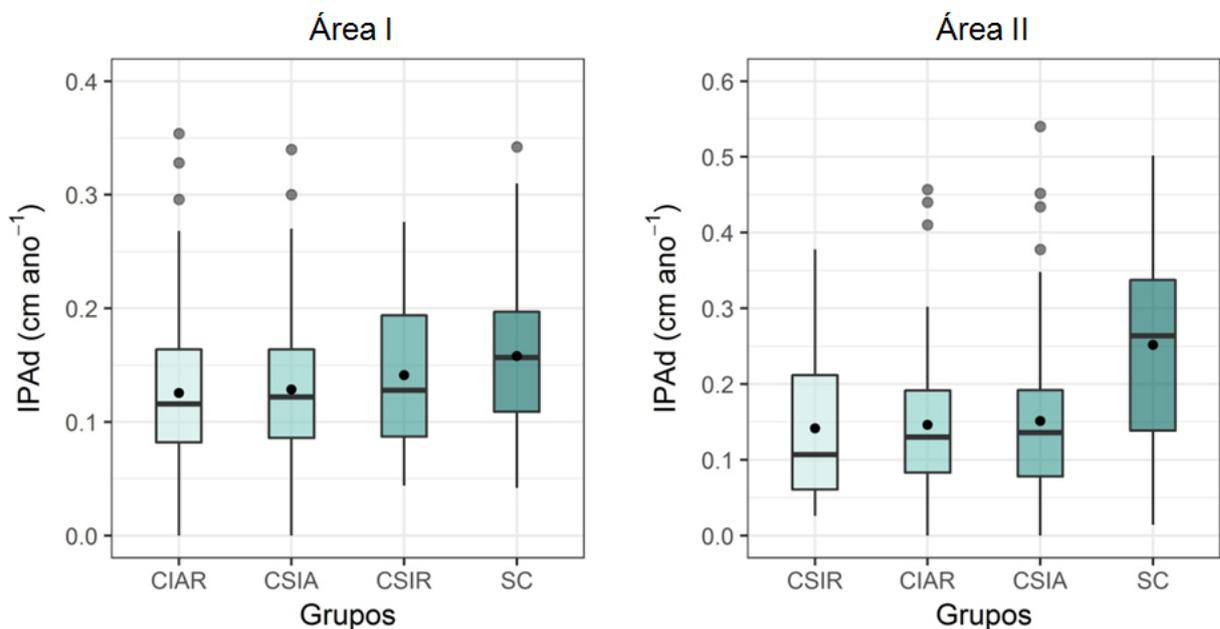
Na área II, 28 árvores-objeto não apresentavam competidores no seu entorno, 24 possuíam somente competidores interespecíficos, 160 tinham somente competidores intraespecíficos e 95 tinham registros de vizinhos intra e interespecíficos.

Os dados demonstram a grande quantidade de indivíduos que possuem vizinhos coespecíficos, reforçando a alta dominância ecológica de *C. bracteosum* na vegetação tanto na

área I, em que cerca de 75% das árvores-objeto apresentaram indivíduos coespecíficos no seu entorno quanto na área II, onde esse percentual foi superior a 80%. Esses resultados confirmam a predominância de interações intraespecíficas nas áreas estudadas.

O incremento médio em diâmetro das árvores-objeto “livres” de competição foi superior ao das que possuíam competidores em seu entorno nas duas áreas (Figura 4), sugerindo o efeito da presença de vizinhos sobre as árvores-objeto. Em savanas africanas, as taxas de crescimento de plantas lenhosas também aumentaram na ausência de competição (DOHN et al., 2017), confirmando a importância desse processo nos ambientes secos.

Figura 4 - Incremento periódico anual em função do tipo de competição experimentada pelas árvores-objeto em duas áreas de floresta tropical seca no semiárido pernambucano, Floresta-PE.



IPAd - Incremento periódico anual em diâmetro (cm.ano⁻¹); SC - Sem competição; CSIA - Competição somente intraespecífica; CSIR - Competição somente interespecífica; CIAR - Competição intra e interespecífica. Nesse caso, a definição dos grupos de competição foi baseada no raio de 3 metros em torno da árvore-objeto.

Fonte: Elaborada pelo autor, 2019.

Na área I, o incremento médio dos indivíduos sem competição foi de 0,158 cm ano⁻¹, seguido pelos indivíduos que só apresentavam vizinhos interespecíficos, com média de 0,141 cm ano⁻¹, enquanto os que tinham apenas vizinhos intraespecíficos foi de 0,129 cm ano⁻¹ e os que experimentavam competição intra e interespecífica tiveram um incremento médio de 0,125 cm ano⁻¹. Nesse ambiente, o maior incremento médio observado para os indivíduos sob competição interespecífica, em relação aos que experimentavam competição intraespecífica, corrobora os postulados de Chesson (2000), o qual ressaltou que em locais onde uma espécie

é favorecida pelo ambiente (alta densidade) o efeito mais forte sobre seus indivíduos é decorrente da própria competição intraespecífica.

A competição intraespecífica também exerceu um efeito mais evidente na redução do crescimento de *Araucaria angustifolia* em estudo realizado numa floresta protegida no Sul do Brasil (ORELLANA; VANCLAY, 2018). Apesar de se tratar de tipologia florestal e ambiente com características diferentes, o resultado reforça a influência de interações intraespecíficas no crescimento de espécies dominantes em outra floresta nativa, corroborando os resultados do presente estudo.

Na área II, as médias de incremento foram maiores do que na área I, sendo que os indivíduos sem competição cresceram $0,252 \text{ cm ano}^{-1}$, os que só apresentavam vizinhos intraespecíficos tiveram um IPAd de $0,151 \text{ cm ano}^{-1}$, os que possuíam intra e interespecíficos apresentaram um incremento médio de $0,146 \text{ cm ano}^{-1}$ e os indivíduos submetidos à competição somente interespecífica tiveram $0,141 \text{ cm ano}^{-1}$.

Aqui não foi observado o mesmo comportamento encontrado na área I, não corroborando o possível efeito superior da competição intraespecífica sobre o crescimento. Nesse contexto, destaca-se que outros fatores como as diferenças na composição de espécies entre os dois ambientes e ainda no tamanho das árvores amostradas podem ser responsáveis por essa divergência. Além disso, outros estudos também relataram uma maior influência da competição interespecífica sobre a redução do crescimento de árvores (JIANG et al., 2018).

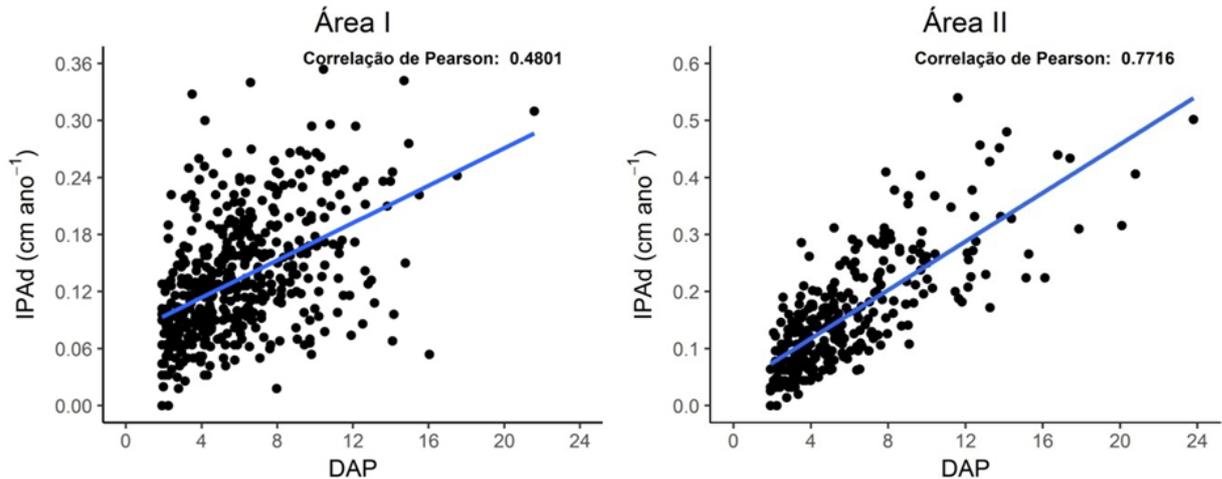
O incremento periódico anual médio em diâmetro de *Cenostigma bracteosum*, para as duas áreas, teve uma maior associação com o tamanho em diâmetro das árvores-objeto (Área I: $r = 0,480$, $p < 0,0001$; Área II: $r = 0,771$, $p < 0,0001$). As correlações foram significativas e seus valores positivos indicam que quanto maior o diâmetro do indivíduo, maior tende a ser o seu crescimento, conforme pode ser observado no gráfico de dispersão das Figuras 5 e 3.

Resultados semelhantes foram relatados por Canetti et al. (2016) para árvores de *Podocarpus lambertii* em remanescente florestal no estado do Paraná, onde os indivíduos integrantes do dossel superior tiveram incrementos maiores em relação aos que ocupavam o dossel inferior. Esses autores acreditam que o efeito da competição é o provável responsável por essas diferenças de crescimento e inferem que as árvores dominantes possuem melhores condições de sobrevivência durante o ciclo de vida.

A forte relação positiva entre as variáveis de tamanho das árvores e o seu crescimento é destacada em vários estudos, como em espécies arbóreas da Floresta Amazônica (CUNHA et al., 2016), em árvores da Floresta Estacional Semidecidual (CASTRO et al., 2014) e em coníferas estudadas em florestas nos Estados Unidos, onde se verificou um crescimento

aproximadamente linear com o DAP (CONTRERAS; AFFLECK; CHUNG, 2011). Segundo Lorimer (1983), a alta correlação entre o incremento e o diâmetro da árvore também indica, em parte, um efeito secundário da influência da competição.

Figura 5 – Gráficos de dispersão com linha de tendência linear entre o incremento em diâmetro e o tamanho (DAP) em duas áreas de Caatinga, no município de Floresta-PE



Em que: IPAd = Incremento periódico anual em diâmetro; DAP = Diâmetro à 1,30 m do solo, em cm.

Fonte: Elaborada pelo autor, 2019.

O tamanho da árvore exerce influência na intensidade da interação competitiva, pois os indivíduos grandes geralmente detêm maior capacidade de adquirir recursos e de responder aos estresses do que indivíduos pequenos (NIINEMETS, 2010).

Na Caatinga, como se espera, os indivíduos de maior diâmetro possuem melhor capacidade para obter recursos escassos do ambiente, quais sejam principalmente água e nutrientes, pois se espera que devido ao maior porte, eles detenham um sistema radicular bem desenvolvido, conseguindo atingir maiores profundidades e uma maior superfície de absorção, permitindo a manutenção das atividades metabólicas por um período mais longo em relação aos indivíduos menores e, conseqüentemente, possibilitando um maior incremento em diâmetro.

Os índices de competição utilizados resultaram em correlações significativas com o crescimento em diâmetro nas duas áreas. Todas as correlações foram negativas e variaram de -0,161 a -0,383 na área I e de -0,131 a -0,443 na área II (Tabela 3). Essas relações negativas indicam a influência dos efeitos da competição sobre o incremento diamétrico de *Cenostigma bracteosum* nos fragmentos de Caatinga estudados.

Relações negativas entre competição, expressa pelo índice de Hegyi, e o crescimento individual de árvores também foram verificadas para quatro espécies nativas na Floresta Amazônica, onde as correlações variaram de -0,294 a -0,429 (CUNHA et al. 2016). Na

Floresta Estacional Semidecidual, as correlações para todas as espécies em conjunto foram inferiores a 0,30, enquanto por espécie individual as correlações entre os índices de competição e o crescimento variaram entre -0,12 e -0,55 e 0,17 e 0,58 (CASTRO et al., 2014).

Tabela 3. Correlação de Pearson entre o incremento periódico anual em diâmetro e os índices de competição (ICs) para duas áreas de Caatinga, no município de Floresta, no semiárido pernambucano

Área I			Área II	
Índices	Correlação de Pearson (r)	Valor p	Correlação de Pearson (r)	Valor p
IC1	-0,346	<0,001	-0,256	<0,001
IC2	-0,383	<0,001	-0,266	<0,001
IC3	-0,161	0,004	-0,290	<0,001
IC4	-0,212	<0,001	-0,131	0,022
IC5	-0,378	<0,001	-0,443	<0,001

IC – Índices de competição, em que: IC1 (Hegyi); IC2 (adaptado a partir de Hegyi); IC3 (Looney); IC4 (Wykoff); IC5 (Lorimer).

Fonte: Elaborada pelo autor, 2019.

Portanto, os resultados obtidos no presente estudo estão próximos aos relatados em outras pesquisas disponíveis na literatura, por exemplo, nas florestas nativas brasileiras anteriormente mencionadas, o que demonstra a consistência dos índices de competição utilizados para representar a competição em áreas de floresta tropical seca como a Caatinga.

A competição também ocasionou a diminuição do crescimento da maioria das espécies arbóreas estudadas em uma floresta tropical úmida na Índia, confirmando que as árvores são sensíveis à diminuição de recursos (BEC et al., 2015). De acordo com os autores, as espécies possuem ainda diferenças entre si quanto à capacidade de manter o crescimento diante do aumento da competição.

No presente estudo, embora as correlações encontradas tenham resultado em significância estatística e estejam próximas as encontradas em outros estudos realizados em florestas nativas, deve-se ponderar que coeficientes entre -0,4 e 0,4 são considerados correlações nulas, indicando não haver associação entre as variáveis (SILVA; SILVA, 1982). O fato de as fracas correlações resultarem em significância estatística pode ser decorrente do tamanho amostral, não significando necessariamente a associação entre os processos na prática. Logo, a interpretação dos resultados deve ser realizada com cautela.

Na área I, os índices com menor correlação foram o de Looney e o de Wykoff, com coeficientes de -0,161 e -0,212, respectivamente, enquanto os outros índices aplicados apresentaram correlações acima de -0,3. Na área II, todos os índices, exceto o de Lorimer, exibiram correlações menores que -0,3, sendo a correlação mais baixa também obtida para o índice de Wykoff ($r = -0,131$).

A utilização do índice de Wykoff em uma Floresta Ombrófila Densa no Norte do Brasil também resultou em baixas correlações com o incremento em diâmetro, as quais variaram de -0,09 a -0,212 (VATRAZ et al., 2018). Os valores desse índice estão próximos aos encontrados no presente estudo e indicam sua limitação para expressar a competição nessas florestas naturais.

O índice de Lorimer (IC5) teve destaque nas duas áreas estudadas por exibir maiores correlações em comparação aos demais utilizados, principalmente, na área II, na qual o seu valor foi de -0,443 (Figura 6C), seguido do índice de Looney (IC3) com -0,290 (Figura 6D). Em relação à área I, o índice de competição adaptado de Hegyi (IC2), que considera o número de fustes, e o índice de Lorimer (IC5) apresentaram correlações muito semelhantes de -0,383 e -0,378, respectivamente (Figura 6A e 6B).

Um dos estudos pioneiros na aplicação de índices de competição registrou uma correlação de -0,236 entre o índice de Hegyi e o incremento em diâmetro de pinheiros (DANIELS, 1976). Em suas afirmações, Daniels (1976) considerou correlações um pouco superiores a -0,4 como satisfatórias em comparação a outros índices de competição publicados, principalmente se obtidas para índices mais simples.

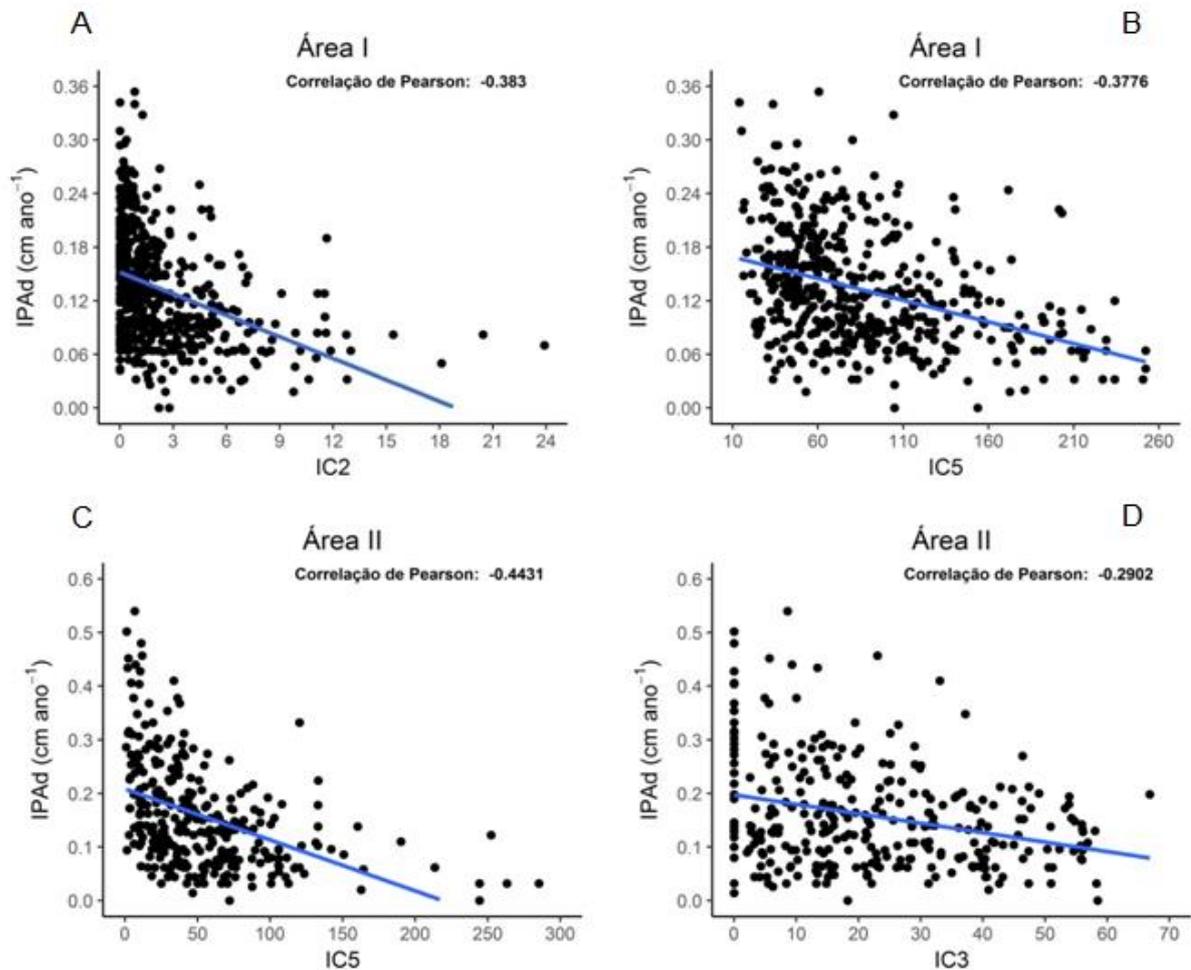
No presente estudo, o índice de Lorimer (IC5) obtido na área II foi o único que teve uma correlação acima de -0,4. Na área I, nenhum índice testado apresentou correlação superior a esse valor, porém, os dois índices mais correlacionados com o crescimento foram o de Hegyi adaptado (IC2) e o próprio Lorimer (IC5), com valores próximos a -0,4.

Na quantificação da competição sobre árvores de *Ocotea porosa*, o índice de Lorimer também se destacou por apresentar a maior correlação com o crescimento (WEBER et al., 2018), corroborando o resultado obtido no presente estudo, além de confirmar bons resultados da sua utilização em outras florestas nativas.

O destaque do índice de Lorimer em relação aos índices dependentes na área II foi um resultado inesperado, pois se acreditava que, devido à ocorrência de perturbações antrópicas nesse ambiente e a consequente alteração do arranjo espacial da vegetação, a utilização de índices que incluem a distância entre os indivíduos resultaria em melhores associações com o crescimento.

Diferentemente do que foi observado nesse estudo, Aakala et al. (2013) destacaram que a inclusão de informações espaciais melhorou o desempenho do modelo para os povoamentos que sofreram eventos de perturbação. Outros estudos também destacaram a inclusão da distância como positiva (CONTRERAS; AFFLECK; CHUNG, 2011).

Figura 6 – Gráficos de dispersão com linha de tendência linear entre o incremento em diâmetro e os dois índices de competição de maior correlação para duas áreas de Caatinga no município de Floresta, semiárido pernambucano



Em que: IPAd = Incremento periódico anual em diâmetro; IC = Índices de competição: IC2 (adaptado a partir de Hegyi); IC3 (Looney); IC5 (Lorimer).

Fonte: Elaborada pelo autor, 2019.

No entanto, índices que consideram muitas variáveis no seu cálculo ou que são mais complexos não significam necessariamente melhor eficiência nos resultados. Kiernan et al. (2008), por exemplo, não apontaram vantagens do uso de medidas mais complexas de competição e indicaram que medidas simples resultaram num bom ajuste para prever o diâmetro futuro das árvores estudadas.

No presente estudo, os índices que resultaram em maior associação com o crescimento incluem o tamanho da árvore-objeto e dos competidores em sua fórmula. Esse é o princípio do índice de Lorimer (IC5) e, também, do índice de Hegyi adaptado (IC2), os dois que resultaram melhores correlações nas áreas estudadas. Isso sugere que o crescimento em diâmetro das árvores-objeto decresce à medida que o diâmetro dos indivíduos vizinhos aumenta. Na área I, os melhores resultados do IC2 indicam que indivíduos competidores que

possuem maior número de fustes e que se localizam mais próximos da árvore-objeto tendem a exercer maior pressão competitiva.

A inclusão de alguma informação referente ao tamanho da árvore-objeto em relação aos seus competidores é destacada como necessária para a obtenção de melhores correlações dos índices de competição com o crescimento (LORIMER, 1983), afirmação que corrobora os resultados do presente estudo.

Nesse contexto, diante dos melhores resultados obtidos com o índice de Lorimer e considerando que se trata de um índice independente da distância e que utiliza variáveis simples e de fácil obtenção em seu cálculo, recomenda-se sua aplicação em outras áreas de Caatinga com o intuito de expressar a competição e avaliar sua influência sobre o crescimento das espécies.

O tamanho em diâmetro e a competição demonstraram efeitos sobre o crescimento em diâmetro de *Cenostigma bracteosum* nos dois fragmentos. Contudo, um aspecto importante a ser mencionado é que o período avaliado (2012-2017) foi marcado por uma anormalidade climática devido às baixas médias de precipitação e ao aumento da temperatura média na região semiárida (BARBOSA et al., 2019).

O efeito conjunto da competição e do tamanho (DAP) também foi encontrado em florestas úmidas na Espanha (ROZAS, 2015), destacando que a competição entre árvores deve ser considerada um importante fator extrínseco mediado pelo tamanho e pode ser capaz de controlar a variação do crescimento individual da planta e sua resposta ao clima.

Em florestas ibéricas espanholas, os efeitos da competição tiveram um impacto superior no crescimento de espécies arbóreas quando comparados aos efeitos do tamanho e do clima, embora tenha sido observado que as respostas competitivas das espécies variaram ao longo de gradientes climáticos e de tamanho (GÓMEZ-APARÍCIO et al., 2011). Além disso, Gómez-Aparício et al. (2011) mencionam que a sensibilidade das plantas à concorrência pode ter aumentado em resposta às variáveis climáticas, especialmente, as de menor tamanho. Esses resultados são semelhantes aos encontrados no presente estudo.

Diante disso, é relevante considerar que em períodos de normalidade das variáveis climáticas, as interações competitivas entre as plantas da Caatinga e sua consequente influência sobre o crescimento podem ter um comportamento diferenciado do que foi observado nesse estudo, seja quanto à intensidade de competição, respostas das plantas ao tamanho, sensibilidade etc.

As espécies, ao longo da evolução, desenvolveram estratégias de crescimento, reprodução e sobrevivência baseadas na existência de nichos temporais distintos, que significa

uma alta variabilidade de processos fisiológicos como a absorção de água e nutrientes ao longo do tempo (SCHWINNING; KELLY, 2013). Essa dinâmica de nicho temporal entre as espécies implica em flutuação das interações competitivas com o tempo e ocorre principalmente em ambientes com alta limitação de água, como as florestas tropicais secas.

Quanto ao modo de competição, os resultados obtidos permitem inferir que o tipo de competição predominante na Caatinga é a assimétrica ao tamanho, evidenciada pelos bons resultados dos índices de Hegyi e Lorimer, e muito provavelmente, caracterizada por uma “disputa” principalmente por água, na qual indivíduos maiores conseguem ter vantagens em relação aos menores.

Essa afirmação corrobora a literatura, que aborda a competição entre plantas geralmente como parcialmente assimétrica, em que o aumento da captação de recursos limitados se dá com o tamanho, sendo que plantas maiores adquirem uma quantidade desproporcional (SCHWINNING; WEINER, 1998). No entanto, quanto ao modo de competição por água, Schwinning e Weiner (1998) acreditam que tende a ser perfeitamente simétrica, mas também pode ser assimétrica considerando que exista uma relação entre o potencial hídrico da planta com o seu tamanho, e que as plantas maiores mantêm menores potenciais de água nos tecidos e/ou conseguem permanecer com seus estômatos abertos por maior tempo do que seus vizinhos menores.

Embora a competição por recursos subterrâneos seja geralmente determinada como simétrica ao tamanho (PRETZSCH; BIBER, 2010), há estudos com espécies lenhosas e arbóreas apontando a existência de competição assimétrica por recursos abaixo do solo, a exemplo da água, sendo destacado também que a morfologia das raízes pode ser afetada pela presença de um competidor (REWALD; LEUSCHNER, 2009; DOHN et al., 2017; LEI; LORENZEN; BAUHUS, 2012).

Os três principais recursos que limitam o crescimento das plantas e pelos quais elas competem são nutrientes, água e luz (CRAINE; DYBZINSKI, 2013). Nas áreas de Caatinga, como as do presente estudo, acredita-se que os principais recursos pelos quais os indivíduos competem são água e nutrientes, por serem recursos mais escassos em comparação a luz, já que na região semiárida existe uma alta radiação durante todo o ano e a vegetação não apresenta um dossel fechado capaz de impedir o acesso das plantas aos raios solares. Portanto, espécies e indivíduos que desenvolvem traços para possibilitar maior acesso e eficiência na absorção e uso de água e nutrientes tendem a obter vantagem competitiva sobre seus vizinhos em vegetação Caatinga.

As plantas de ambientes secos possuem uma tolerância fisiológica que favorecem a sua sobrevivência, mas também pode ocasionar a redução da disponibilidade de água a níveis capazes de prejudicar o crescimento ou ocasionar a morte dos competidores (CRAINE; DYBZINSKI, 2013). Os autores acrescentam a densidade de raízes compridas, a maior resistência à cavitação do xilema e as modificações da posição das raízes no solo em resposta à direção do suprimento de água como possíveis consequências da competição por água. Logo, são comportamentos que podem estar mediando as interações competitivas na Caatinga.

A competição subterrânea por água também foi atribuída como o provável mecanismo responsável pela redução das taxas de crescimento de plantas lenhosas em savanas africanas com registros médios de precipitação de aproximadamente 500 mm por ano, portanto, semelhantes ao do presente estudo (DOHN et al., 2017).

É importante considerar que, além dos efeitos do tamanho e da competição, as taxas de crescimento dos indivíduos também podem variar ao longo do fragmento em resposta às variadas condições de solo, distância aos corpos hídricos e ao sentido do fluxo das águas. A influência de aspectos do local sobre as taxas de crescimento de árvores foi verificada por Contreras, Affleck e Chung (2011).

Considerando a diversidade de fatores influentes no crescimento de plantas, especialmente em florestas nativas, as correlações observadas entre os índices e o crescimento de *Cenostigma bracteosa* são aceitáveis, apesar de terem sido registrados valores menores que 0,3 para a maioria dos índices avaliados. Entretanto, cabe ressaltar que a maior parte dos índices disponíveis na literatura foram desenvolvidos para povoamentos equiâneos e o seu emprego em florestas nativas tem se limitado principalmente a locais úmidos e de clima temperado.

Nesse contexto, alguns resultados obtidos nesse estudo são apontados como satisfatórios para áreas de Caatinga. Espera-se que o presente estudo possa estimular e subsidiar a realização de mais pesquisas acerca desse tema nessa vegetação. Estudos futuros podem ter como objetivos a avaliação de espécies e metodologias diferentes, por exemplo, a utilização de outros índices e de métodos diversos de seleção de competidores.

4 CONCLUSÕES

A competição, por meio dos índices aplicados, demonstrou uma associação negativa com o crescimento de *Cenostigma bracteosum*, porém, as correlações obtidas foram fracas, o que pode ser resultante da distribuição aleatória dos indivíduos arbustivo-arbóreos na Caatinga.

O tamanho em diâmetro das árvores-objeto teve uma maior relação com o seu crescimento diamétrico, indicando um efeito secundário das interações competitivas entre os indivíduos.

Em geral, os índices dependentes e independentes que consideram o tamanho das árvores-objeto apresentaram maior associação com o crescimento da espécie. O índice independente da distância de Lorimer se destacou nos dois fragmentos com diferentes históricos de uso e, pela sua simplicidade de cálculo, é recomendado para representar a competição em vegetação Caatinga.

REFERÊNCIAS

- AAKALA, T.; FRAVER, S.; D'AMATO, A. W.; PALIK, B. J. Influence of competition and age on tree growth in structurally complex old-growth forests in northern Minnesota, USA. **Forest Ecology and Management**, v. 308, p. 128-135, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.07.057>.
- ALBUQUERQUE, U. P.; ARAÚJO, E. L.; EL-DEIR, A. C. A.; et al. Caatinga revisited: Ecology and conservation of an important seasonal dry forest. **The Scientific World Journal**, v. 2012, p. 182-205, 2012. <https://doi.org/10.1100/2012/205182>.
- 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, p. 1-16, 2017. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa5968>
- ALVALÁ, R. C. S.; CUNHA, A. P. M. A.; BRITO, S. S. B.; SELUCHI, M. E.; MARENGO, J. A.; MORAES, O. L. L.; CARVALHO, M. A. Drought monitoring in the Brazilian Semiarid region. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 91, supl. 1, 2019. <http://doi.org/10.1590/0001-3765201720170209>
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013. <http://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- ALVES JÚNIOR, F. T.; FERREIRA, R. L. C.; SILVA, J. A. A.; MARANGON, L. C.; CESPEDES, G. H. G. Regeneração natural de uma área de caatinga no sertão pernambucano, Nordeste do Brasil. **Cerne**, v.19, n. 2, p. 229-235, 2013. <http://doi.org/10.1590/S0104-77602013000200006>
- AMBROSE, A. R.; BAXTER, W. L.; WONG, C. S.; NAESBORG, R. R.; WILLIAMS, C. B.; DAWSON, T. E. Contrasting drought-response strategies in California redwoods. **Tree physiology**, v. 35, p. 453-469, 2015. <https://doi.org/10.1093/treephys/tpv016>
- ANDRADE-LIMA, D. The caatingas dominium. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 4, p. 149-153, 1981.
- AGÊNCIA PERNAMBUCANA DE ÁGUAS E CLIMA - APAC. **Monitoramento pluviométrico**. 2018. Disponível em: <http://www.apac.pe.gov.br/meteorologia/monitoramento-pluvio.php>. Acesso em: 13 jun. 2019.
- BYNG, J. et al. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 181, n. 1, p. 1-20, 2016. <https://doi.org/10.1111/boj.12385>
- ARAÚJO FILHO, R. N.; FREIRE, M. B. G. S.; WILCOX, B. P.; WEST, J. B.; FREIRE, F. J.; MARQUES, F. A. Recovery of carbon stocks in deforested caatinga dry forest soils requires at least 60 years. **Forest Ecology and Management**, v. 407, p. 210-220, 2018. <http://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.10.002>

- 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/10.1126/science.aaf5080>
- BARBOSA, H. A.; KUMAR, T. V. L.; PAREDES, F.; ELLIOTT, S.; AYUGA, J. G. Assessment of Caatinga response to drought using Meteosat-SEVIRI Normalized Difference Vegetation Index (2008–2016). **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 148, p. 235-252, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2018.12.014>
- BARBOSA, M. D.; MARANGON, L. C.; FELICIANO, A. L. P.; FREIRE, F. J.; DUARTE, G. M. T. Florística e fitossociologia de espécies arbóreas e arbustivas em uma área de caatinga em Arcoverde, PE, Brasil. **Revista Árvore**, v. 36, n. 5, p. 851-858, 2012. <http://doi.org/10.1590/S0100-67622012000500007>
- BARBOSA, M. R. **Estratégias fisiológicas à restrição hídrica de *Cnidoscopus quercifolius* Pohl com e sem tricomas**. 2017. 86f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, 2017. Disponível em: <http://www.tede2.ufrpe.br:8080/tede2/handle/tede2/7111>. Acesso em: 01 out. 2018.
- BARRETO, T. N. A. **Dinâmica de espécies lenhosas em área de caatinga, Floresta-PE**. 2013. 55 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife. Disponível em: http://www.ppgcf.ufrpe.br/sites/www.ppgcf.ufrpe.br/files/documentos/thyego_nunes_alves_barreto.pdf. Acesso em 25 out. 2018.
- BASTIN, J. F.; BERRAHMOUNI, N.; GRAINGER, A. et al. The extent of forest in dryland biomes. **Science**, v. 356, p. 635-638, 2017. <https://doi.org/10.1126/science.aam6527>
- BEC, J. L.; COURBAUD, B.; MOGUÉDEC, G. L.; PÉLISSIER, R. Characterizing tropical tree species growth strategies: learning from inter-individual variability and scale invariance. **Plos One**, v. 10, n. 3, 2015. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0117028>
- BEERS, T. W. Components of forest growth. **Journal of Forestry**, v. 60, n. 4, p. 245-248, 1962.
- BELLA, I. E. A new competition model for individual trees. **Forest Science**, v. 17, p. 364-372, 1971.
- BERGER, U.; PIOUS, C.; SCHIFFERS, K.; GRIMM, V. Competition among plants: Concepts, individual-based modelling approaches, and a proposal for a future research strategy. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 9, p. 121-135, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2007.11.002>
- BEZERRA-GUSMÃO, M.; BARBOSA, J. R. C.; BARBOSA, M. R. V.; BANDEIRA, A. G.; SAMPAIO, E. V. S. B. Are nests of *Constrictotermes cyphergaster* (Isoptera, Termitidae) important in the C cycle in the driest area of semiarid caatinga in northeast Brazil? **Applied Soil Ecology**, v. 47, n. 1, p. 1-5, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2010.11.003>
- BORCHET, R. Climatic periodicity, phenology, and cambium activity in tropical dry forest trees. **IAWA Journal**, v. 20, n. 3, p. 239-247, 1999. <https://doi.org/10.1163/22941932-90000687>

BLUNDEN, G.; PATEL, A. V.; ROMERO, M. A.; CUERVO, A. C.; AL-MOUDI, O. A.; MUTAWIE, H. H. Betaine distribution in the Euphorbiaceae. **Umm Al-Qura Journal for Science, Medicine, and Engineering**, v. 15, n. 1, p. 37-42, 2003. Disponível em: <http://libback.uqu.edu.sa/hipres/magz/3900001-3.pdf>. Acesso em: 03 out. 2018.

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 Soil**, v. 420, p. 467-480, 2017. <http://doi.org/10.1007/s11104-017-3330-x>

CANETTI, A.; MATTOS, P. P. BRZ, E. M.; RICKEN; PELLICO NETTO, S. Retrospective analysis of competition in a forest remnant: A case study of *Podocarpus lambertii* in the Araucaria Forest. **Dendrochronologia**, v. 40, n. 1, p. 43-49, 2016. <http://doi.org/10.1016/j.dendro.2016.05.003>

CARVALHO, F. A.; FELFILI, J. M. Variações temporais na comunidade arbórea de uma floresta decidual sobre afloramentos calcários no Brasil Central: composição, estrutura e diversidade florística. **Acta Botanica Brasilica**, v. 25, n. 1, p. 203-214, 2011. <http://doi.org/10.1590/S0102-33062011000100024>

CASTRO, R.; SOARES, C.; LEITE, H.; SOUZA, A.; MARTINS, F.; NOGUEIRA, G.; OLIVEIRA, M.; SILVA, F. Competição em nível de árvore individual em uma Floresta Estacional Semidecidual. **Silva Lusitana**, v. 22, n. 1, p. 43-66, 2014. Disponível em: <http://www.scielo.mec.pt/pdf/slu/v22n1/v22n1a03.pdf>. Acesso em: 21 jan. 2019.

CAVALCANTI, A. D. C. et al. Mudanças florísticas e estruturais, após cinco anos, em uma comunidade de Caatinga no estado de Pernambuco, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 23, n. 4, p. 1210-1212, 2009. <http://doi.org/10.1590/S0102-33062009000400032>

CHASSOT, T.; FLEIG, F. D.; FINGER, C. A. G.; LONGHI, S. J. Modelos de crescimento em diâmetro de árvores individuais de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze em Floresta Ombrófila Mista. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 21, n. 2, p. 303-313, 2011. <http://doi.org/10.5902/198050983234>

CHESSON, P. Mechanisms of maintenance of species diversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 31, p. 343-346, 2000. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.31.1.343>

CHITECULO, V.; SUROVY, P. Dynamic patterns of tree species in Miombo forest and management perspectives for sustainable production – case study in Huanbo province, Angola. **Forests**, v. 9, n. 6, p. 321-349, 2018. <https://doi.org/10.3390/f9060321>

CONSULTORIA E DESENVOLVIMENTO DE SISTEMAS - CIENTEC. **Mata Nativa 4**: Software para inventário de florestas nativas. Viçosa, Cientec, 2016.

CONTRERAS, M. A.; AFFLECK, D.; CHUNG, W. Evaluating tree competition indices as predictors of basal area increment in western Montana forests. **Forest Ecology Management**, v. 262, n. 11, p. 1939-1949, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.08.031>

COSTA, A. S.; FREIRE, A. L. O.; BAKKE, I. A.; PEREIRA, F. H. F. Respostas fisiológicas e bioquímicas de plantas de aroeira (*Myracrodruon urundeuva* Allemão) ao déficit hídrico e posterior recuperação. **Irriga**, v. 20, n. 4, p. 705-717, 2015.

<https://doi.org/10.15809/irriga.2015v20n4p705>

CRAINE, J. M.; DYBZINSKY. Mechanisms of plant competition for nutrients, water and light. **Functional Ecology**, v. 27, p. 833-840, 2013. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12081>

CUNHA, A. P. M.; ALVALÁ, R. C.; NOBRE, C. A.; CARVALHO, M. A. Monitoring vegetative drought dynamics in the Brazilian semiarid region. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 214-215, p. 494–505, 2015. <http://doi.org/10.1016/j.agrformet.2015.09.010>

CUNHA, T. A.; FINGER, C. A. G.; HASENAUER, H. Tree basal area increment models for Cedrela, Amburana, Copaifera and Swietenia growing in the Amazon rain forests. **Forest Ecology and Management**, v. 365, p. 174-183, 2016.

<http://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.12.031>

DANIELS, R. F. Simple competition indices and their correlation with annual loblolly pine tree growth. **Forest Science**, v. 22, n. 4, p. 454-456, 1976.

DANIELS, R. F.; BURKHART, H. E.; CLASON, T. R. A comparison of competition measures for predicting growth of loblolly pine trees. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 16, n. 6, p. 1230-1237, 1986. <https://doi.org/10.1139/x86-218>

DAS, A. The effect of size and competition on tree growth rate in old-growth coniferous forests. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 42, p. 1983-1995, 2012.

<https://doi.org/10.1139/x2012-142>

DAVIS, L. S.; JONHSON, K. N.; BETTINGER, P.; HOWARD, T. E. **Forest management: to sustain ecological, economic, and social values**. 4 ed. Illinois: Waveland, 2005. 804p.

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>

DOHN, J.; AUGUSTINE, D. J.; HANAN, N. P.; RATNAM, J.; SANKARAN, M. Spatial vegetation patterns and neighborhood competition among woody plants in an East African savanna. **Ecology**, v. 98, n. 2, p. 478-488, 2017. <https://doi.org/10.1002/ecy.1659>

DONZELLI, D.; MICHELE, C. D.; SCHOLES, R. J. Competition between trees and grasses for both soil water and mineral nitrogen in dry savannas. **Journal of Theoretical Biology**, v. 322, p. 181-190, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.jtbi.2013.04.003>

EAMUS, D.; PRIOR, L. Ecophysiology of trees of seasonally dry tropics: Comparisons among phenologies. In: **Advances in Ecological Research**. Academic Press, v. 32, p. 113-197, 2001. [https://doi.org/10.1016/S0065-2504\(01\)32012-3](https://doi.org/10.1016/S0065-2504(01)32012-3)

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 5. ed., rev. e ampl. – Brasília, DF, EMBRAPA, 2018. 531p.

FAO. 2001. **Global Ecological Zoning for the Global Forest Resources Assessment 2000**. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Roma, 2001. Disponível em: <http://www.fao.org/docrep/006/ad652e/ad652e00.htm>. Acesso em 25 jul. 2018.

FERRAZ, J. S. F.; FERREIRA, R. L. C.; SANTOS, M. V. F.; MEUNIER, I. M. J. Usos de espécies leñosas de la caatinga del município de Floresta em Pernambuco, Brasil: conocimiento de los índios de la aldea Travessão do Ouro. **Bosque**, v. 33, n. 2, p. 183-190, 2012. <http://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**, v. 38, n. 6, p. 1055-1064, 2014. <http://doi.org/10.1590/S0100-67622014000600010>

FERREIRA, C. D.; SOUTO, P. C.; LUCENA, D. S.; SALES, F. C. V.; SOUTO, J. S. Florística do banco de sementes no solo em diferentes estágios de regeneração natural na caatinga. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 9, n. 4, p. 562-569, 2014a.

FERREIRA, R. L. C.; SILVA, J. A. A.; ALVES JÚNIOR, F. T.; LIMA, R. B.; LANA, M. D. Components of growth for tropical dry deciduous forest, Brazil. In: ASA, CSSA & SSSA INTERNATIONAL ANNUAL MEETING, 2014, Long Beach. **Proceedings...** Long Beach: ASA, CSSA & SSSA, 2014b. CD Rom.

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. <http://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**, v. 40, n. 4, p. 763-776, 2010. <http://doi.org/10.5380/ufv.v40i4.20328>

FLORA DO BRASIL 2020 EM CONSTRUÇÃO. **Jardim Botânico do Rio de Janeiro**. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>. Acesso em: 08 Jul. 2019.

FREITAS, A. D. S.; SAMPAIO, E. V. S. B.; SANTOS, C. E. R. S.; FERNANDES, A. R. Biological nitrogen fixation in tree legumes of the Brazilian semi-arid caatinga. **Journal Arid Environments**, v. 74, n. 3, p. 344-349, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2009.09.018>

GEI 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>.

GHALANDARAYESHI, S.; NORD-LARSEN, T.; JOHANNSEN, V. K.; LARSEN, K. B. Spatial patterns of tree species in Suserup Skov – a semi-natural forest in Denmark. **Forest Ecology and Management**, v. 406, p. 391-401, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2017.10.020>

GLOVER, G.R.; HOOL, J.N., 1979. A basal area ratio predictor of loblolly pine plantation mortality. **Forest Science**, v. 25, n. 2, p. 275-282.

GOLDBERG, D. E. Components of resource competition in plant communities. In: GRACE, J. B.; TILMAN, D. (Eds.). **Perspectives on plant competition**. Academic Press, San Diego, p. 27-49, 1990.

GÓMEZ-APARÍCIO, L.; GARCÍA-VALDÉS, R.; RUÍZ-BENITO, P.; ZAVALA, M. A. Disentangling the relative importance of clima, size and competition on tree growth in Iberian forests: implications for forest management under global change. **Global change biology**, v. 17, p. 2400-2414, 2011. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02421.x>

GUAN, K; PAN, M.; LI, H. et al. Photosynthetic seasonality of global tropical forests constrained by hydroclimate. **Nature Geoscience**, v. 8, p. 284-289, 2015. <https://doi.org/10.1038/ngeo2382>

HEGYI, F. A simulation model for managing jack-pine stands. In: Fries, J. (Ed.), **Growth Models for Tree and Stand Simulation**. Royal College of Forestry. Stockholm, p.74–87, 1974.

HURST, J. M.; STEWART, G. H.; PERRY, G. L. W.; WISER, S. K.; NORTON, D. A. Determinants of tree mortality in mixed old-growth *Nothofagus* forest. **Forest Ecology and Management**, v. 270, p. 189-199, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.01.029>

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**. 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2012. 271 p.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA - INMET. Estações automáticas. 2018. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=estacoes/estacoesAutomaticas>. Acesso em: 13 jun. 2018.

JACOBSEN, A. L.; PRATT, R. B. Extensive drought-associated plant mortality as an agent of type-conversion in chaparral shrublands. **New Phytologist**, v. 219, p. 498-504, 2018. <https://doi.org/10.1111/nph.1518>

JHA, C. S.; SINGH, J. S. C. Composition and dynamics of dry tropical forest in relation to soil texture. **Journal of Vegetation Science**, v. 1, n. 5, p. 609-614, 1990. <https://doi.org/10.2307/3235566>

JIANG, X.; HUANG, J. G.; CHENG, J.; DAWSON, A.; STADT, K. J.; GOMEAU, P. G.; CHEN, H. Y. H. Interspecific variation in growth responses to tree size, competition and climate of western Canadian boreal mixed forests. **Science of the Total Environment**, v. 631-632, p.1070-1078, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.099>

JIMENEZ-RODRÍGUEZ, D. L.; ALVAREZ-AÑORVE, M. Y.; PINEDA-CORTES, M.; FLORES-PUERTO, J. I.; BENÍTEZ-MALVIDO, J.; OYAMA, K.; AVILA-CABADILLA, L. D. Structural and functional traits predict short term response of tropical dry forests to a high intensity hurricane. **Forest Ecology and Management**, v. 426, p. 101-114, 2018. <http://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.04.009>

KIERNAN, D. H.; BEVILACQUA, E.; NYLAND, R. D. Individual-tree diameter growth model for sugar maple trees in uneven-aged northern hardwood stands under selection system.

Forest Ecology and Management, v. 256, p. 1579-1586, 2008.

<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.06.015>

KUULAVAINEN, T.; AAKALA, T. Natural forest dynamics in boreal Fennoscandia: a review and classification. **Silva Fennica**, v. 45, n. 5, p. 823-841, 2011.

<https://doi.org/10.14214/sf.73>

LEAL, I. R.; SILVA, J. M. C.; TABARELLI, M.; LACHER JR, T. Mudando o curso da conservação da biodiversidade na Caatinga do Nordeste do Brasil. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 139-146, 2005. Disponível em: https://portais.ufg.br/up/160/o/19_Leal_et_al.pdf. Acesso em: 16 nov. 2018.

LEI, P.; LORENZEN, M. S.; BAUHUS, J. Belowground facilitation and competition in young tree species mixtures. **Forest Ecology and Management**, v. 265, p. 191-200, 2012.

<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.10.033>

LIEBERMAN, D.; LIEBERMAN, M.; PERALTA, R.; HARTSHORN, G. S. Mortality patterns and stand turnover rates in a wet tropical forest in Costa Rica. **Journal of Ecology**, v. 73, n. 3, p. 915-924, 1985. <http://doi.org/10.2307/2260157>

LIMA, A. L. A.; RODAL, M. J. N. Phenology and wood density of plants growing in the semi-arid region of northeastern Brazil. **Journal of Arid Environments**, v. 74, n. 11, p. 1363-1373, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2010.05.009>

LIMA, B. G.; COELHO, M. F. B. Fitossociologia e estrutura de um fragmento florestal da Caatinga, Ceará, Brasil. **Ciência Florestal**, v. 28, n. 2, p. 809-819, 2018.

<http://doi.org/10.5902/1980509832095>

LIMA, E. N.; ARAÚJO, E. L.; SAMPAIO, E. V. S. B.; FERRAZ, E. M. N.; SILVA, K. A. S.; PIMENTEL, R. M. M. Fenologia e dinâmica de duas populações herbáceas da caatinga. **Revista de Geografia**, v. 24, n. 1, p. 120-136, 2007. Disponível em:

<https://periodicos.ufpe.br/revistas/revistageografia/article/view/228684/23106>. Acesso em: 13 nov. 2018.

LIMA, T. L.; FERREIRA, R. L. C.; SILVA, J. A. A.; ALVES JÚNIOR, F. T.; LIMA, A. L. A.; CÉSPEDES, G. H. G.; BERGER, R.; LONGHI, R. V. Stump regrowth and estimation of reconstituting Caatinga shrub-tree biomass under forest management. **Scientia Forestalis**, v. 46, n. 119, p. 449-458, 2018. <http://doi.org/10.18671/scifor.v46n119.12>

LOONEY, C. E.; D'AMATO, A. W.; FRAVER, S.; PALIK, B. J.; REINIKAINEN, M. R. Examining the influences of tree-to-tree competition and climate on size-growth relationships in hydric, multi-aged *Fraxinus nigra* stands. **Forest Ecology and Management**, v. 375, p. 238-248, 2016. <http://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.05.050>

LORIMER, C. G. Tests of age-independent competition indices for individual trees in natural hardwood stands. **Forest Ecology and Management**, v. 6, n. 4, p. 343-360, 1983.

[https://doi.org/10.1016/0378-1127\(83\)90042-7](https://doi.org/10.1016/0378-1127(83)90042-7)

MARANGON, G. P.; FELKER, R. M.; ZIMMERMANN, A. P. L.; FERREIRA, R. L. C.; SILVA, J. A. A. Análise de agrupamento de espécies lenhosas da Caatinga no Estado de

Pernambuco. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 36, n. 88, p. 347-353, 2016.

<https://doi.org/10.4336/2016.pfb.36.88.1030>

MARANGON, G. P.; 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, v. 43, n. 1, p. 83-92, 2013. <http://doi.org/10.5380/ufv.v43i1.27807>

MARENGO, J. A.; ALVES, L. M.; ALVALA, R. C. S.; CUNHA, A. P.; 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 (supl. 1), p. 1973-1985, 2018.

<http://doi.org/10.1590/0001-3765201720170206>

MARTINS, F. B.; SOARES, C. P. B.; LEITE, H. G.; SOUZA, A. L.; CASTRO, R. V. O.

Índices de competição em árvores individuais de eucalipto. **Pesquisa Agropecuária**

Brasileira, v. 46, n. 9, p. 1089-1098, 2011. [http://doi.org/10.1590/S0100-](http://doi.org/10.1590/S0100-204X2011000900017)

[204X2011000900017](http://doi.org/10.1590/S0100-204X2011000900017)

MARTINY, N.; RICHARD, Y.; CAMBERLIN, P. Interannual persistence effects in

vegetation dynamics of semi-arid Africa. **Geophysical Research Letters**, v. 32, 2005.

<https://doi.org/10.1029/2005GL024634>

MCDOWELL, N.; POCKMAN, W. T.; ALLEN, C. D. et al. Mechanisms of plant survival and mortality during drought: why do some plants survive while others succumb to drought?

New Phytologist, v. 178, p. 179-139, 2008. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2008.02436.x>

MEIER, A. R.; SAUNDERS, M. R.; MICHLER, C. H. Epicormic buds in trees: a review of bud establishment, development and dormancy release. **Tree Physiology**, v. 32, p. 565-584,

2012. <https://doi.org/10.1093/treephys/tps040>

MELO, C. L. S. M. S. **Dinâmica da vegetação arbustivo-arbórea no semiárido**

Pernambucano. 2016. 105 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife. Disponível em:

<http://www.tede2.ufpe.br:8080/tede/bitstream/tede2/7406/2/Cybelles%20Lais%20Souto%20Maior%20Sales%20de%20Melo.pdf>. Acesso em 24 out. 2018.

MENDIVELSO, H. A.; CAMARERO, J. J.; ROYO OBREGÓN, O.; GUTIÉRREZ, E.;

TOLEDO, M. Differential growth responses to water balance of coexisting deciduous tree

species are linked to wood density in a Bolivian Tropical Dry Forest. **PLoS One**, v. 8, n. 10,

2013. <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0142424>

MILES, L.; NEWTON, A. C.; DEFRIES, R. S.; RAVILIOUS, C.; MAY, I.; BLYTH, S.;

KAPOS, V.; GORDON, J. A global overview of the conservation status of tropical dry

forests. **Journal of Biogeography**, v. 33, p. 491-505, 2006. [https://doi.org/10.1111/j.1365-](https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01424.x)

[2699.2005.01424.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01424.x)

MOONEY, H. A.; BULLOCK, S. H.; MEDINA, E. Introduction. In: BULLOCK, S. H.;

MOONEY, H. A.; MEDINA, E. (Eds.). **Seasonally dry tropical forests**, Cambridge:

Cambridge Univ. Press, p. 1-8, 1995.

MORISSET, J. B.; MOTHE, F.; BOCK, J.; BRÉDA, N.; COLIN, F. Epicormic ontogeny in *Quercus petraea* constrains the highly plausible control of epicormic sprouting by water and

carbohydrates. **Annals of Botany**, v. 109, p. 365-377, 2012a.

<https://doi.org/10.1093/aob/mcr292>

MORISSET, J. B.; MOTHE, F.; CHOPARD, B.; FRANÇOIS, D.; FONTAINE, F.; COLIN, F. Does past emergence of epicormic shoots control current composition of epicormic types?

Annals of Forest Science, v. 69, p. 139-152, 2012b. <https://doi.org/10.1007/s13595-011-0148-1>

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: Willey & Sons, 1974. 547p.

NEGRÓN, C.; CONTADOR, L.; LAMPINEN, B. D.; METCALF, S. G.; GUÉDON, Y.; COSTES, E.; DEJONG, T. M. Differences in proleptic and epicormic shoot structures in relation to water deficit and growth rate in almond trees (*Prunus dulcis*). **Annals of Botany**, v. 113, n. 3, p. 545–554, 2014. <https://doi.org/10.1093/aob/mct282>

NEVES, E. L.; FUNCH, L. G.; VIANA, B. F. Comportamento fenológico de três espécies de *Jatropha* (Euphorbiaceae) da Caatinga, semi-árido do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 33, n. 1, p. 155-166, 2010. <http://doi.org/10.1590/S0100-84042010000100014>

NIINEMETS, U. Responses of forest trees to single and multiple environmental stresses from seedlings to mature plants: Past stress history, stress interactions, tolerance and acclimation. **Forest Ecology and Management**, v. 260, p. 1623-1639, 2010.

<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.07.054>

OKASABE, Y.; OKASABE, K.; SHINOZAKI, K.; TRAN, L. S. P. Response of plants to water stress. **Frontiers in Plant Science**, v. 5, n. 86, 2014.

<https://doi.org/10.3389/fpls.2014.00086>

OLANO, J. M.; LASKURAIN, N. A.; ESCUDERO, A.; DE LA CRUZ, M. Why and where do adult trees die in a young secondary temperate forest? The role of neighbourhood. **Annals of Forest Science**, v. 66, n. 1, p. 105, 2009. <https://doi.org/10.1051/forest:2008074>

OLIVEIRA, E.; VITAL, B. R.; PIMENTA, A. S.; LUCIA, R. M. D.; LADEIRA, A. M. M.; CARNEIRO, A. C. O. Estrutura anatômica da madeira e qualidade do carvão de *Mimosa tenuiflora* (Willd.) Poir. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 30, n. 2, p. 311-318, 2006.

<http://doi.org/10.1590/S0100-67622006000200018>

ORELLANA, E.; VANCLAY, J. K. Competition and dominance between angiosperms and *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Kuntze in the Atlantic Forest in southern Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 425, p. 119-125, 2018.

<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.05.022>

OUÉDRAOGO, D. Y.; MORTIER, F.; FLEURY, S. G.; FREYCON, V.; PICARD, N. Slow-growing species cope best with drought: evidence from long-term measurements in a tropical semi-deciduous moist forest of Central Africa. **Journal of Ecology**, v. 101, p. 1459-1470, 2013. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12165>

PENNINGTON, R. T.; LAVIN, M.; OLIVEIRA-FILHO, A. Woody plant diversity, evolution and ecology in tropics: Perspectives from seasonally dry tropical forests. **Annual Review of**

Ecology, Evolution, 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 savannas and dry forests. **Current Biology**, v. 28, n. 9, p. 541-545, 2018.

<https://doi.org/10.1016/j.cub.2018.03.014>

PENNINGTON, R. T.; PRADO, D. E.; PENDRY, C. A. Neotropical seasonally dry forests and Quaternary vegetation changes. **Journal of Biogeography**, v. 27, n. 2, p. 261-273, 2000.

<https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.2000.00397.x>

PEREIRA JÚNIOR, L. R.; ANDRADE, A. P.; ARAÚJO, K. D. Composição florística e fitossociológica de um fragmento de caatinga em Monteiro, PB. **Holos**, v. 6, n. 28, p. 73-87, 2012.

<https://doi.org/10.15628/holos.2012.1188>

PEDERSEN, R. O.; NAESSET, E.; GOBAKKEN, T.; BOLLANDSAS, O. M. On the evaluation of competition indices - The problem of overlapping samples. **Forest Ecology and Management**, v. 310, p. 120-133, 2013.

<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.07.040>

PRETZSCH, H.; BIBER, P. Size-symmetric versus size-asymmetric competition and growth partitioning among trees in forest stands along an ecological gradient in central Europe.

Canadian Journal of Forest Research, v. 40, n. 2, p. 370-384, 2010.

<https://doi.org/10.1139/X09-195>

PRETZSCH, H. **Forest dynamics, growth and yield: from measurement to model**. Berlin: Springer, 2009. 664 p.

PIMENTEL, D. J. O. **Dinâmica da vegetação lenhosa em área de caatinga, Floresta – PE**. 2012. 62 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife. Disponível em:

http://www.ppgcf.ufpe.br/sites/www.ppgcf.ufpe.br/files/documentos/diogo_jose_oliveira_pimentel.pdf Acesso em: 25 out. 2018.

PRIMACK, R. B.; ASHTON, P. S.; CHAI, P.; LEE, H. S. Growth rates and population structure of Moraceae trees in Sarawak, East Malaysia. **Ecology**, v. 66, n. 2, p. 577-588, 1985.

<https://doi.org/10.2307/1940406>

QUEIROZ, L. P. **Leguminosas da caatinga**. Feira de Santana, Universidade Estadual de Feira de Santana, 2009. 443p.

QUEIROZ, M. F.; FERNANDES, P. D. ; DANTAS NETO, J.; ARRIEL, N. H. C.; MARINHO, F. J. L.; LEITE, S. F. Crescimento e fenologia de espécies de *Jatropha* durante a estação chuvosa. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, n. 4, p. 405-411, 2013.

<http://doi.org/10.1590/S1415-43662013000400008>

QUESADA, M.; SANCHEZ-AZOFEIFA, G. A.; ALVAREZ-AÑORVE, M. et al. Sucession and management of tropical dry forests in the Americas: Review and new perspectives. **Forest Ecology and Management**, v. 258, n. 6, p. 1014-1024, 2009.

<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.06.023>

SANTOS, R. M. OLIVEIRA-FILHO, A. T.; EISENLOHR, P. V.; QUEIROZ, L. P.; CARDOSO, D. B. O. S.; RODAL, M. J. N. Identity and relationships of the Arboreal Caatinga among other floristic units of seasonally dry tropical forests (SDTFs) of north-eastern and Central Brazil. **Ecology and Evolution**, v. 2, n. 2, p. 409-428, 2012.

<https://doi.org/10.1002/ece3.91>

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**, v. 5, n. 2, p. 85-91, 2017.

<http://doi.org/10.5935/2318-7670.v05n02a02>

SÁTIRO, L. N.; ROQUE, N. A família Euphorbiaceae nas caatingas arenosas do médio rio São Francisco, BA, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 22, n. 1, p. 99-118, 2008.

<http://doi.org/10.1590/S0102-33062008000100013>

SCHWINNING, S.; KELLY, C. K. Plant competition, temporal niches and implications for productivity and adaptability to climate change in water-limited environments. **Functional Ecology**, v. 27, n. 4, p. 866-897, 2013. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12115>

SCHWINNING, S.; WEYNER, J. Mechanisms determining the degree of size asymmetry in competition among plants. **Oecologia**, v. 113, n. 4, p. 447-455, 1998.

<https://doi.org/10.1007/s004420050397>

SHEIL, D.; MAY, R. M. Mortality and recruitment rate evaluations in heterogeneous tropical forests. **Journal of Ecology**, v. 84, n. 1, p. 91-100, 1996. <http://doi.org/10.2307/2261703>

SILVA, A. F. **Estrutura e dinâmica de uma floresta tropical seca em Pernambuco, Brasil**. 2018. 89f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural de Pernambuco. Disponível em:

<http://www.tede2.ufrpe.br:8080/tede/bitstream/tede2/7373/2/Anderson%20Francisco%20da%20Silva.pdf>. Acesso em 30 out. 2018.

SILVA, J. A. A.; SILVA, I. P. **Estatística experimental aplicada à ciência florestal**. Recife: Universidade Federal Rural de Pernambuco, 1982. 269p.

SILVA, L. B.; SANTOS, F. A. R.; GASSON, P.; CUTLER, D. Estudo comparativo da madeira de *Mimosa ophthalmocentra* Mart. ex Benth e *Mimosa tenuiflora* (Willd.) Poir. (Fabaceae-Mimosoideae) na caatinga nordestina. **Acta Botanica Brasilica**, v. 25, n. 2, p. 301-314, 2011. <http://doi.org/10.1590/S0102-33062011000200006>

SILVA, R. C. S.; FERREIRA, R. L. C.; SILVA, J. A. A.; MEUNIER, I. M. J.; BERGER, R. Aspectos fitossociológicos e de crescimento de *Commiphora leptophloeos* no semiárido brasileiro. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 37, n. 89, p. 11-18, 2017.

<https://doi.org/10.4336/2017.pfb.37.89.1224>

SILVEIRA, B. D.; FLORIANO, E. P.; NAKAJIMA, N. Y.; HOSOKAWA, R. T.; ROSOT, N. C.; GRACIOLI, C. R. Relação da morfometria e competição como crescimento de *Trichilia claussenni* em um fragmento de floresta semidecidual, RS. **Floresta**, v. 45, n. 2, p. 373-382, 2015. <http://doi.org/10.5380/ufv.v45i2.35164>

SOUTO, J. S.; NASCIMENTO NETO, J. H.; LEONARDO, F. A. P.; SOUTO, P. C.; BORGES, C. H. A. Uso da técnica restauradora “bocaj” em área de caatinga no Seridó da Paraíba, Brasil. **Agropecuária científica no semiárido**, v. 13, n. 2, p. 154-161, 2017. Disponível em: <http://revistas.ufcg.edu.br/acsa/index.php/ACSA/article/view/899>. Acesso em: 24 out. 2018.

SOUZA, J. A. N.; RODAL, M. J. N. Levantamento florístico em trecho de vegetação ripária de caatinga no rio Pajeú, Floresta/Pernambuco-Brasil. **Revista Caatinga**, v. 23, n. 4, p. 54-62, 2010. Disponível em: <https://rbmv.org/index.php/caatinga/article/view/1695/4684>. Acesso em 22 out. 2018.

SOUZA, P. F.; SILVA, J. A.; LUCENA, D. S.; SANTOS, W. S.; HENRIQUES, I. G. N.; LUCENA, M. F. A.; SOUZA, A. D. Estudos fitossociológicos e dendrométricos em um fragmento de caatinga, São José de Espinharas – PB. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 26, n. 4, p. 1317-1330, 2016. <http://doi.org/10.5902/1980509825152>

STADT, K. J.; HUSTON, C.; COATES, K. D.; FENG, Z.; DALE, M.R. T.; LIEFFERS, V. J. Evaluation of competition and light estimation indices for predicting diameter growth in mature boreal mixed forests. **Annals of Forest Science**, v. 64, n. 5, p. 477-490, 2007. <https://doi.org/10.1051/forest:2007025>

STAGE, A. R.; LEDERMANN, T. Effects of competitor spacing in a new class of individual-tree indices of competition: semi-distance-independent indices computed for Bitterlich versus fixed-area plots. **Canadian Journal of Forest Research**, v.38, n.4, p.890-898, 2008. <https://doi.org/10.1139/X07-192>

SUKUMAR, R.; SURESH, H.S.; DATTARAJA, H.S.; SRINIDHI, S.; NATH, C. The dynamics of a tropical dry forest in India: Climate, fire, elephants and the evolution of life-history strategies. In: BURSLEM, D.; MICHELLE, P.; HARTLEY, S. (Eds.). **Biotic interactions in the tropics: their role in the maintenance of species diversity**. Cambridge University Press, Cambridge, U. K., p. 510-529, 2005.

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

SURESH, H. S.; DATARRAJA, H. S.; SUKUMAR, R. Relationship between annual rainfall and tree mortality in a tropical dry forest: Results of a 19-year study at Mudumalai, southern India. **Forest Ecology and Management**, v. 259, n. 4, p. 762-769, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.09.025>

TENZIN, J.; TENZIN, K.; HASENAUER, H. Individual tree basal area increment models for broadleaved forests in Bhutan. **Forestry**, v. 90, p. 367-380, 2017. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpw065>

VANCLAY, J. K.; LAMB, D.; ERSKINE, P. D.; CAMERON, D. M. Spatially explicit competition in a mixed planting of *Araucaria cunninghamii* and *Flindersia brayleyana*. **Annals of Forest Science**, v. 70, p. 611-619, 2013. <http://doi.org/10.1007/s13595-013-0304-x>

VATRAZ, S.; SILVA, J. N. M.; ALDER, D. Competição versus crescimento de árvores em floresta ombrófila densa no estado do Amapá - Brasil. **Ciência Florestal**, v. 28, n. 3, p. 1118-1127, 2018. <http://doi.org/10.5902/1980509833358>

VELLOSO, A. L.; SAMPAIO, E. V. S. B.; PAREYN, F. G. C. **Ecorregiões propostas para o bioma Caatinga**. Associação Plantas do Nordeste; Instituto de Conservação Ambiental/The Nature Conservancy do Brasil, 2002. 76p.

WEBER, P.; BUGMANN, H.; FONTI, P.; RIGLING, A. Using a retrospective dynamic competition index to reconstruct forest succession. **Forest Ecology and Management**, v. 254, p.96-106, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.07.031>

WEBER, V. P.; FINGER, C. A. G.; COSTA, E. A.; ZIMMERMANN, A. P. L.; LONGHI, R. V. Modelagem linear generalizada para descrever o incremento em área transversal de árvores individuais de imbuia. **Floresta**, v. 48, n. 1, p. 123-132, 2018. <http://doi.org/10.5380/ufv.v48i1.54368>

WEINER, J.; WRIGHT, D. B.; CASTRO, S. Symmetry of below-ground competition between *Kochia scoparia* individuals. **Oikos**, v. 79, n. 1, p. 85-91, 1997. <http://doi.org/10.2307/3546093>

WIMBERLY, M. C.; BARE, B. B. Distance-dependent and distance independent models of Douglas fir and western hemlock basal area growth following silvicultural treatment. **Forest Ecology and Management**, v. 89, n. 1-3, p. 1-11, 1996. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(96\)03870-4](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(96)03870-4)

WYKOFF, W. R.; CROOKSTON, N. L.; STAGE, A. R. **User's guide to the stand prognosis model**. United States Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station, 1982. 112 p.

XU, Z.; ZHOU, G.; SHIMIZU, H. Plant responses to drought and rewatering. **Plant Signaling & Behavior**, v. 5, n. 6, p. 649-654, 2010. <https://doi.org/10.4161/psb.5.6.11398>

YIN, C.; WANG, X.; DUAN, B.; LUO, J. L. I. C. Early growth, dry matter allocation and water use efficiency of two sympatric *Populus* species as affected by water stress. **Environmental and experimental botany**, v. 53, p. 315-322, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2004.04.007>

ZHANG, X.; GOLDBERG, M.; TARPLEY, D.; FRIEDL, M. A.; MORISETTE, J.; KOGAN, F.; YU, Y. Drought-induced vegetation stress in southwestern North America. **Environmental Research Letters**, v. 5, n. 2, 2010. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/5/2/024008>