

TAMIRES LEAL DE LIMA

**RECONSTITUIÇÃO DA COMPOSIÇÃO, ESTRUTURA E BIOMASSA ARBUSTIVA-
ARBÓREA A PARTIR DE CEPAS EM CAATINGA SOB MANEJO FLORESTAL**

RECIFE
Pernambuco - Brasil
Julho - 2016

TAMIRES LEAL DE LIMA

**RECONSTITUIÇÃO DA COMPOSIÇÃO, ESTRUTURA E BIOMASSA ARBUSTIVA-
ARBÓREA A PARTIR DE CEPAS EM CAATINGA SOB MANEJO FLORESTAL**

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, Linha de Pesquisa: Biometria e Manejo Florestal.

Orientador: Prof. Dr. Rinaldo Luiz Caraciolo Ferreira
Co-orientadores: Prof. PhD. José Antônio Aleixo da Silva
Prof. Dr. André Luiz Alves de Lima

RECIFE
Pernambuco - Brasil
Julho - 2016

TAMIRES LEAL DE LIMA

RECONSTITUIÇÃO DA COMPOSIÇÃO, ESTRUTURA E BIOMASSA ARBUSTIVA-
ARBÓREA A PARTIR DE CEPAS EM CAATINGA SOB MANEJO FLORESTAL

APROVADA em 08/07/2016

Banca Examinadora:

Prof^ª. Dr^ª. Rute Berger
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO

Prof. Dr. Gabriel Paes Marangon
UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALAGOAS

Orientador:

Prof. Dr. Rinaldo Luiz Caraciolo Ferreira
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO

RECIFE-PE
Julho/2016

DEDICO
Ao meu maior amor, meu irmão David Leal de Lima (*in memoriam*), meu maior
exemplo e inspiração de vida.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus por ter me fortalecido durante toda essa caminhada.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais da Universidade Federal Rural de Pernambuco pela oportunidade de cursar este mestrado, a FACEPE por ter me proporcionado a bolsa e a Agrimex S. A. por ceder a área de estudo.

Ao meu Orientador, o Prof. Dr. Rinaldo Luiz Caraciolo Ferreira por todos os ensinamentos e pela compreensão durante esse período.

Aos meus co-orientadores, Prof. PhD. José Antônio Aleixo da Silva e Prof. Dr. André Luiz Alves de Lima pelos ensinamentos e, principalmente, pela amizade.

Aos professores Dr. Gabriel Paes Marangon e Dra. Ruth Berger, membros da banca, por todas as contribuições.

A minha família, que mesmo distante sempre me deu apoio e acreditou em mim nos momentos que eu mesma já não acreditava. Em especial ao meu irmão David Leal de Lima (*in memoriam*), que desde o início me apoiou e que infelizmente não pode estar comigo nesse momento.

Ao amigo Dr. Régis Villanova Longhi, que com suas contribuições foi fundamental para o fechamento da pesquisa. Agradeço por toda paciência e empenho.

Aos amigos que fiz durante a pós, que foram fundamentais para que eu chegasse até aqui, foram eles: Najara Fontenele, Izabelle Nascimento, Maria José, Guera Mariel, Francisco Tibério, Lyanne Alencar, Valdemir Silva, Marília Grugiki, Thyêgo Nunes e João Paulo, pela troca de conhecimentos e experiências.

Aos colegas Nattan Tavares, Anderson Francisco, Cybelle Souto e Iran Correa pela ajuda na coleta de dados.

LIMA, TAMIRES LEAL. Reconstituição da composição, estrutura e biomassa arbustiva-arbórea a partir de cepas em caatinga sob manejo florestal. 2016. Orientador: Dr. Rinaldo Luiz Caraciolo Ferreira. Co-orientadores: Dr. PhD. José Antônio Aleixo da Silva e Dr. André Luiz Alves de Lima.

RESUMO

O conhecimento da rebrota de espécies lenhosas da Caatinga, por ser um mecanismo de sobrevivência após distúrbios, permite inferir sobre a capacidade de regeneração natural da vegetação. As cepas após corte, deixadas em campo, além de funcionarem como reservas nutricionais favorecendo a rebrota, podem ser utilizadas como elemento facilitador de fiscalização, uma vez que suprimida a vegetação de uma área, fica difícil estimar a biomassa retirada para que se possa autuar os responsáveis. O objetivo deste trabalho foi avaliar a reconstrução da composição, estrutura e biomassa arbustiva-arbórea a partir de cepas em uma área de Caatinga sob Plano de Manejo Florestal Sustentável (PMFS). A pesquisa foi desenvolvida no município de Floresta, Pernambuco, a partir de análises no PMFS e em levantamento de 18 parcelas permanentes, distribuídas sistematicamente em 2015, após dois anos do corte prescrito. Para as comparações entre o PMFS e o levantamento, foram realizadas análises fitossociológicas por meio de estimativas de parâmetros da estrutura horizontal, bem como, índices de diversidade de Shannon, Equabilidade de Pielou, a Dominância de Simpson e o Coeficiente de Mistura de Jentsch. O estudo da rebrota foi realizado por meio da quantificação da rebrota e mortalidade das cepas por espécies arbustiva-arbóreas identificadas no levantamento de 2015. Foram mensuradas e identificadas todas as cepas, os indivíduos remanescentes e as rebrotas. Os indivíduos amostrados foram separados em classes de circunferência à altura da base (CAB) das cepas e altura dos perfilhos. Para reconstrução da biomassa, inicialmente foram ajustados modelos de diâmetro à altura do peito (DAP) em função do diâmetro na altura da base (DAB) e realizada a escolha da melhor equação por meio de estatísticas: coeficiente de determinação ajustado, erro padrão da estimativa, coeficiente de variação e índice de Furnival. Posteriormente, escolhida a equação e estimados os DAP's dos indivíduos cortados a partir dos diâmetros das cepas, aplicou-se a equação ajustada por Silva e Sampaio (2008) para estimar biomassa anterior ao corte na área de estudo. A composição florística da área foi representada por sete famílias e 16 espécies, sendo as famílias mais representativas Fabaceae e Euphorbiaceae. As espécies na área que resistiram à intervenção e predominaram também na rebrota foram *Poincianella bracteosa* (Tul.) L.P. Queiroz, *Aspidosperma pyrifolium* Mart. e *Cnidocolus quercifolius* Pohl. A *Mimosa ophthalmocentra* Mart. ex Benth e *Mimosa tenuiflora* (Willd.) foram as espécies com maior índice de mortalidade. Houve diminuição da diversidade florística quando a comunidade fora submetida ao corte raso. Houve correlação entre as variáveis, CAB e número de perfilhos e para a *Poincianella bracteosa* e *Aspidosperma pyrifolium* quando a cepa apresentava CAB acima de 30 cm, maior era a quantidade de perfilhos emitidos. A reconstrução da composição florística e estrutura foi possível por meio da florística e dos parâmetros fitossociológicos obtidos para a vegetação antes do corte, dois anos após ele e sua comparação; e a biomassa foi reconstruída por meio da estimativa do DAP pelo DAB e da equação ajustada para Caatinga. Desta forma, a equação se torna uma ferramenta eficaz para órgãos ambientais controlarem o desmatamento ilegal.

Palavras chave: Regeneração natural. Corte raso. Semiárido.

LIMA, TAMIRES LEAL. Reconstitution of the composition, structure and biomass shrub-arboreal from the strains in caatinga under forest management. 2016. Advisor: Dr. Rinaldo Luiz Caraciolo Ferreira. Co-advisor: Dr. PhD. José Antônio Aleixo da Silva e Dr. André Luiz Alves de Lima.

ABSTRACT

The knowledge of the regrowth of woody species Caatinga, as a mechanism of survival after disturbance, allows to infer the capacity of natural regeneration of vegetation. Strains left in the field after cutting besides functioning as a nutritional reserve favoring regrowth can be used as a facilitator of supervision, once suppressed the vegetation of an area, it is difficult to estimate the biomass removed so that you can prosecuting those responsible. The objective of this study was to evaluate the reconstruction of the composition, structure and shrub-tree biomass from strains in an area of Caatinga under for Sustainable Forest Management Plan (SFMP). The research was conducted in the municipality of Floresta, Pernambuco, from analysis in SFMP and survey of 18 permanent plots distributed systematically in 2015, after two years of the prescribed cut. For comparisons between SFMP and the survey, phytosociological analyzes were performed using estimated parameters of the horizontal structure, as well as diversity index Shannon, evenness of Pielou, dominance of Simpson and Jentsch Mix Ratio. The study of regrowth was carried out by quantifying the regrowth and mortality strains shrub-tree per species identified in the survey of 2015. There were measured and identified all strains, the remaining individuals and regrowth. The sampled individuals were separated in classes of circumference at base height (CAB) strains and height of tillers. For reconstruction of biomass, initially was adjusted diameter at breast height (DBH) models depending on diameter of the strains (DS). To select the best equation it was used statistics: adjusted coefficient of determination, standard error of the estimate, coefficient of variation and Furnival index. Subsequently, with the estimation of individual DBHs from the DS it was applied the equation adjusted by Silva and Sampaio (2008) to estimate biomass prior to cutting in the study area. The floristic composition of the area was represented by seven families and 16 species, the most representative families Fabaceae and Euphorbiaceae. The resisted species in the area after intervention and prevailed in regrowth were *Poincianella bracteosa* (Tul.) L.P. Queiroz, *Aspidosperma pyriformium* Mart. and *Cnidocolus quercifolius* Pohl. The *Mimosa ophthalmocentra* Mart. ex Benth and *Mimosa tenuiflora* (Willd.) were the species with the highest mortality rate. There was a decrease of the floristic diversity when the community was subjected to clearcutting. There was a correlation between the variables, circumference of the strains (CS) and number of tillers and the *Poincianella bracteosa* and *Aspidosperma pyriformium* when the strain showed CS above 30 cm, greater were the amount of tillers. The reconstruction of the floristic composition and structure was possible through floristic and phytosociological parameters obtained for the vegetation before the cut and two years after. The biomass was rebuilt by estimating the DBH by DS and the equation adjusted to Caatinga. Thus, the equation becomes an effective tool for environmental agencies to control illegal devastation.

Key words: Natural regeneration. Court shallow. Semiarid.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	8
2 REVISÃO DE LITERATURA.....	11
2.1 Florestas tropicais secas	11
2.2 Caatinga	12
2.3 Manejo florestal sustentável em áreas de Caatinga	14
2.4 Biomassa florestal	15
2.4.1 Estimativa de biomassa florestal	17
2.5 Rebrotas e mortalidade de indivíduos lenhosos	18
2.6 Reconstituição da composição e estrutura de floresta após distúrbio	21
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	24
3.1 Caracterização geral da área de estudo.....	24
3.2 Estrutura amostral e obtenção dos dados	24
3.3 Análise dos dados	27
3.3.1 Estatística descritiva e suficiência amostral pós-corte.....	27
3.3.2 Florística e fitossociologia.....	29
3.3.3 Correlação entre variáveis.....	32
3.3.3.1 Influência da altura de corte e variação da circunferência da cepa na emissão de perfilhos.....	33
3.3.4 Estimativa do DAP e da biomassa	34
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	36
4.2 Florística e fitossociologia.....	38
4.3 Mortalidade das cepas.....	45
4.4 Rebrotas por cepas e para <i>Poincianella bracteosa</i> e <i>Aspidosperma pyrifolium</i> ...	48
4.5 Reconstituição da biomassa original	51
5 CONCLUSÕES	56
REFERÊNCIAS.....	57

1 INTRODUÇÃO

As florestas secas estão entre os ecossistemas florestais mais ameaçados e menos estudados do mundo (MILES et al., 2006; PORTILLO-QUINTERO; SÁNCHEZ-AZOFEIFA, 2010; AIDE et al., 2012; GILLESPIE et al., 2012). A Caatinga, tipo de floresta seca brasileira, ainda cobre cerca de 50% de sua área original (MMA, 2015) e nas demais áreas, a vegetação foi explorada para dar espaço para produção agrícola, pecuária extensiva e extração de lenha para suprir a demanda energética da região semiárida (GARIGLIO et al., 2010).

A exploração lenhosa desenfreada e ilegal, devido a busca de material combustível para atender a demanda da região semiárida, causa intensa exploração antrópica que tem levado a diminuição da diversidade vegetal e animal. O “Plano de Manejo Florestal sustentável (PMFS)”, surge como uma alternativa de exploração racional dos recursos florestais, uma vez que visa à obtenção continuada de bens e serviços da floresta, sem alterar a sua capacidade produtiva e diversidade biológica (SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO, 2010; FAO, 2013). Porém, essa prática foi adotada, na Caatinga, com base no princípio de que após o início do corte da floresta, o mesmo retornasse ao seu estágio original com período de rotação de no mínimo 15 anos, conforme legislação para o estado de Pernambuco. Entretanto, não existe comprovação científica para esta informação, pois já existem estudos que indicam que 15 anos de rotação é insuficiente para completa regeneração da vegetação (ARAÚJO; SILVA, 2010a; PAREYN, et al., 2010).

Na Caatinga, a prática da supressão vegetal desordenada e indiscriminada, com objetivo de produzir lenha e carvão, ocasiona diminuição dos recursos florestais, que aliada às adversidades climáticas, provoca desequilíbrios ambientais, por vezes, irreversíveis, sendo o tipo de manejo determinante para a sobrevivência da população, uma vez que, a maneira como ocorre a extração e a remoção da vegetação pode ocasionar grandes impactos ambientais, comprometendo a sustentabilidade dos planos de manejo, inclusive na capacidade de rebrota das cepas (SCOLFORO et al., 2008).

Para garantir a sustentabilidade do plano de manejo, há a necessidade de haver o controle e fiscalização da atividade por meio dos órgãos fiscalizadores durante a sua execução, de modo a assegurar que os talhões liberados estejam sendo manejados de forma correta, e que não haja transporte de madeira ilegal.

A capacidade e resiliência da rebrota de cepas de indivíduos lenhosos é influenciada pelo estágio de crescimento em que a planta é colhida, altura de corte da planta, níveis de reservas nutricionais e o efeito das variações climáticas durante o tempo de readaptação dos indivíduos (TEWARI et al., 2004; COSTA et al., 2012; SOUZA et al. 2012; PINTO et al., 2013). Além disso, esses fatores podem apresentar respostas distintas na capacidade de rebrota das espécies.

Scolforo (1997) sugere um programa de monitoramento das áreas sujeitas à exploração, com a medição das parcelas permanentes antes da intervenção, com identificação e etiquetagem da altura de corte (cepa) de todos os indivíduos. Essas informações darão subsídio para quantificar os impactos causados pela exploração, conhecer a regeneração natural, auxiliar na tomada de decisões quanto ao manejo da floresta (ciclo de corte, práticas silviculturais, etc.) e averiguar a perda de diversidade florística, principalmente pela capacidade de sobrevivência das cepas. Neste contexto, estudar a composição florística e a ecologia das comunidades vegetais é fundamental para tomar decisões relativas à preservação, conservação e manejo florestal adequado (WERNECK et al., 2000).

O estabelecimento de parcelas permanentes além de auxiliar o entendimento da rebrota (SCOLFORO, 1997), também pode auxiliar os órgãos fiscalizadores caso haja retirada de madeira de forma ilegal. A partir do diâmetro das cepas deixadas em campo, pode-se obter uma relação com áreas vizinhas de mesma composição e estrutura florestal (PETER; CONSTANCE, 2010; ERCANLI; GUNLU; BASKENT, 2015), para a elaboração de modelos que estimem de forma aceitável a biomassa que foi extraída, auxiliando os agentes na elaboração dos autos de infração.

A quantificação da biomassa poderá ser feita por métodos diretos e indiretos, porém, o método destrutivo não é recomendado uma vez que além de oneroso, causa mais impacto na vegetação. Dessa forma, muitos estudiosos veem a necessidade de aprimorar métodos indiretos para se chegar a uma estimativa confiável, sendo utilizados os recursos da análise de regressão para o desenvolvimento de modelos estatísticos, para estimar a biomassa de árvores em pé (WATZLAWICK et al., 2009; ALVES, 2011).

O conhecimento dos parâmetros fitossociológicos (densidade; frequência, dominância; índices de valor de importância e cobertura; posição sociológica), por sua vez, frente aos crescentes impactos provocados pela ação antrópica, auxiliam na compreensão das mudanças estruturais e florísticas e no conhecimento de como

se dá a recuperação da vegetação, propiciando subsídios importantes para o manejo florestal sustentável em áreas de Caatinga, uma vez que é imprescindível conhecer a capacidade e a forma com que as espécies nativas se regeneram após intervenção.

Neste contexto, este trabalho teve como objetivo geral a avaliação da reconstrução da composição, estrutura e biomassa arbustiva-arbórea a partir de cepas em uma área de Caatinga sob Plano de Manejo Florestal Sustentável (PMFS).

Como objetivos específicos foram calculados os parâmetros fitossociológicos da vegetação original e dois anos após o corte, para cepas e perfilhos e compará-los e quantificar a mortalidade total e rebrota de cepas para cada espécie; correlacionar as alturas de corte e a variação das circunferências com o número de perfilhos na comunidade e verificar a influência da altura de corte e do tamanho da circunferência da cepa em relação à emissão de perfilhos para as duas espécies de maior importância na área de estudo; e ajustar modelos que estimem o DAP em função do DAB com o propósito de reconstituir a biomassa original da área anterior aos cortes.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Florestas tropicais secas

O Brasil apresenta 60,7% do seu território coberto por florestas naturais e plantadas e dentre esses quase 23% são florestas tropicais secas: Caatinga e Cerrado (BRASIL, 2007). Aproximadamente quatro bilhões de hectares da superfície da terra ainda são cobertos por florestas, perfazendo, quase 8% da área total do planeta (ONU, 2012).

Floresta tropical seca é definida como uma formação vegetal que é encontrada entre 0-1000 m de altitude, com média anual de temperaturas entre 17-35 °C, precipitação anual de 700-2000 mm, e um clima caracterizado por apresentar uma ou duas estações secas no ano (INSTITUTO ALEXANDER VON HUMBOLDT, 1998). Sob tais condições, a vegetação apresenta cobertura parcialmente contínua, com presença de espécies caducifólias arbóreas e arbustivas que perdem suas folhas geralmente nas estações secas, com presença também de cactáceas (MENAUT et al., 1995; SAMPAIO, 1995; VILLALOBOS-VEGA, 2001).

As florestas secas, de um modo geral, são menos diversas que as úmidas (GENTRY, 1988), tendo o estresse hídrico como sendo uma forte característica, devido à irregularidade da precipitação, além das altas temperaturas, que influenciam diretamente nos padrões fenológicos e fisiológicos das plantas (MOONEY et al., 1995). Em comparação com as florestas úmidas, as florestas tropicais secas apresentam maior área, porém, estão entre os ecossistemas florestais mais ameaçados e menos estudados, causando preocupação devido a estarem submetidas continuamente às ações antrópicas, e necessitando de prioridades quanto à conservação (MILES et al., 2006; PORTILLO-QUINTERO; SÁNCHEZ-AZOFEIFA, 2010; AIDE et al., 2012; GILLESPIE et al., 2012).

Apesar do consenso geral na literatura de que as florestas secas estão sob ameaça (KOWERO, 2003; GILLESPIE et al., 2012), as mesmas, assumem papel importante e complexo no apoio aos sistemas agrícolas dos quais milhões de agricultores familiares dependem (CHIDUMAYO; GUMBO, 2010). Devido a isto, aproximadamente 66% das florestas tropicais secas pertencentes a América Latina, foram degradadas, dificultando a compreensão da ecologia da sucessão e dos efeitos dos programas de manejo florestal (QUESADA, 2009).

Com a destruição das florestas tropicais secas aumenta-se a necessidade do favorecimento da regeneração e do manejo de modo a garantir a sua sustentabilidade em longo prazo (STONER; SANCHEZ-AZOFEIFA, 2009). Vieira e Scariot (2006) afirmam que nessas florestas, grande é o número de espécies que rebrotam e que essa característica deve ser considerada como uma estratégia de restauração florestal. Neste contexto, para desenvolver métodos e técnicas de restauração se torna necessário compreender os mecanismos de regeneração natural, uma vez que, mesmo com a importância dessas florestas, o que se tem disponível acerca desse assunto ainda é insuficiente (VIEIRA, 2006). As publicações sobre regeneração natural são basicamente de florestas tropicais úmidas, sendo apenas 3% dedicado a florestas tropicais secas (MELI, 2003).

2.2 Caatinga

A Caatinga é uma floresta brasileira tropical sazonalmente seca e é o quarto maior bioma. Ocupa aproximadamente 55% da área do Nordeste brasileiro e está presente onde predomina o clima semiárido, perfazendo 844.453 km², aproximadamente 11% do território nacional, envolvendo os estados de Alagoas, Bahia, Ceará, Maranhão, Pernambuco, Paraíba, Rio Grande do Norte, Piauí, Sergipe e o norte de Minas Gerais (MMA, 2015).

Na região semiárida do Nordeste em que a Caatinga é a vegetação predominante e de clima semiárido, habitam cerca de 27 milhões de pessoas, somando quase 50% da população nordestina e 13% da brasileira, sendo a região seca mais habitada do mundo, em que as condições sobrevivência são as mais precárias, tornando-as dependentes dos seus recursos naturais (MALVEZZI, 2007; MMA, 2015; IBGE, 2015).

Embora apresente sua vegetação predominantemente seca e espinhosa devido ao déficit hídrico na maior parte do ano, cerca de 25% da energia consumida pelos setores industrial e comercial dessa região tem origem na biomassa florestal da Caatinga (GARIGLIO et al., 2010), tornando a atividade potencial, que se bem explorada, será decisiva para o desenvolvimento da região.

A Caatinga se caracteriza por ser uma floresta decídua, em que as plantas perdem suas folhas devido à escassez de água. A precipitação na Caatinga é irregular ao longo do ano, com precipitação média anual variando entre 500 a 750 milímetros por ano, que se distribui apenas durante três a cinco meses, com um

déficit hídrico durante todo o restante do ano e a temperatura média entre 23 e 27°C (PRADO, 2003), com a característica marcante de ao iniciar o período chuvoso rapidamente as folhagens voltam a brotar modificando a paisagem (IBGE, 2015).

A Caatinga possui alta diversidade florística, com deciduidade marcante e com muitas espécies arbóreas, arbustivas e herbáceas, que ao longo do tempo vem perdendo espaço para a agricultura, exploração de lenha e também para a pecuária. Essas espécies são morfofisiologicamente adaptadas para suportarem o longo período de estiagem, por meio da caducifolia e alta capacidade de rebrota por tocos e raízes (QUEIROZ, 2009; GARIGLIO et al., 2010).

A supressão vegetal desordenada e indiscriminada, com objetivo de produzir lenha e carvão, ocasiona diminuição dos recursos florestais, que aliada às adversidades climáticas, provoca desequilíbrios ambientais, por vezes, irreversíveis. Em contrapartida, é um ecossistema ainda pouco protegido, com 7,5 % de sua área estando sob a forma de unidades de conservação, sendo apenas aproximadamente 2% dessas de proteção integral, tornando-o um dos menos protegidos do país (CASTELLETTI et al., 2003; MMA, 2015).

Frente ao avançado desmatamento, a Caatinga ainda possui aproximadamente 50% do seu território com cobertura vegetal (MMA, 2015), por isto é necessário enfatizar a importância de estudos, devido à ausência de pesquisas sobre a influência da variação temporal na estrutura e composição da floresta, fato preocupante, uma vez que a Caatinga sofre intenso processo de degradação, podendo ocasionar um processo irreversível (SANTANA; SOUTO, 2006; CAVALCANTI et al., 2009).

Em consequência desses milhares de hectares degradados, foram ocasionados desequilíbrios ambientais, como o processo de desertificação em algumas áreas e dessa forma, foi despertado o interesse de pesquisadores dos âmbitos ecológico, econômico e social (VELLOSO et al., 2002; SOUZA, 2006; APNE, 2013), como também de diversos setores governamentais e não-governamentais devido a necessidade de conservação dos seus sistemas naturais e a insuficiência de conhecimento científico (VELLOSO et al., 2002). Isto porque, a Caatinga é um bioma conhecido por apresentar espécies com bom potencial energético, como por exemplo, a *Mimosa tenuiflora*, ocasionando uma forte dependência da região, o que pode ser revertido caso se utilize alternativa de

produção de biomassa sustentável por meio do manejo florestal sustentável (OLIVEIRA et al., 2006).

Devido a isto, estudos sobre fisiologia, dinâmica, padrões espaciais, sobrevivência, estratégias de regeneração, biomassa e geração de energia de forma sustentável, assim como, manejar a Caatinga corretamente, vem como uma alternativa não só de atividade potencial para região, mas, uma necessidade ecológica, econômica e social (BARRETO, 2013).

2.3 Manejo florestal sustentável em áreas de Caatinga

O Manejo Florestal Sustentável surge como uma alternativa racional de continuar obtendo os recursos florestais, uma vez que visa à obtenção continuada de bens e serviços da floresta, mantendo a capacidade produtiva e a diversidade biológica da Caatinga (SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO, 2010; FAO 2013). No Nordeste, o manejo florestal com fins madeireiros começou em 1982, no Rio Grande do Norte, para suprir a demanda de uma fábrica de cimento (RIEGELHAUPT, 2008).

A Lei Federal Nº 11.284/2006 (MMA, 2006), determina que a responsabilidade pela aprovação das atividades de exploração florestal fosse repassada para os órgãos ambientais estaduais de cada região, no caso do estado de Pernambuco, a Agência Estadual de Meio Ambiente (CPRH). Em 2006, ao iniciar as autorizações, foi elaborada a Instrução Normativa Nº 007/2006 que discorre sobre procedimentos para a exploração florestal em Planos de Manejo Florestal e estabelece o ciclo de corte mínimo de 15 anos, podendo, em casos restritos, ser autorizado em um prazo inferior, desde que haja a comprovação científica, de que a vegetação consegue se regenerar em menor tempo (CPRH, 2006). Porém, alguns experimentos realizados em áreas de Caatinga, já comprovam que esse tempo não é suficiente para que a vegetação consiga regenerar em condições similares as anteriores a exploração (BARRETO, 2013; FERRAZ et al., 2014;).

No estado do Rio Grande do Norte foram encontrados diferentes resultados em que, no município de Lagoa Salgada, que apresenta pluviosidade média de 800 mm anuais, foi concluído que independente do tratamento adotado (corte raso e diferentes intensidades de corte seletivo), seria necessário 20 anos em média para a vegetação recompor seu estoque original (PAREYN, et al., 2010); já no município de Mossoró, com média de pluviosidade similar (788 mm anuais) indicou que após 20

anos do corte (seletivo e raso) a vegetação não conseguiu recompor nem metade do estoque original, sendo o tratamento de corte seletivo (DAP > 3 cm) o que apresentou maior desempenho (ARAÚJO; SILVA, 2010a).

O termo sustentabilidade remete a diversos conceitos relacionados à reflexões da ecologia e da economia. Assim, a sustentabilidade se apoia nos eixos econômico, ambiental e social, sempre presentes quando se avalia o progresso socioeconômico e da qualidade de vida, considerando que os aspectos político-institucionais integram a dimensão social dos processos em estudo (VEIGA, 2010). No entanto, o manejo florestal no Nordeste se dá por meio de corte raso, com ciclo de corte determinado por normativas que não consideram a capacidade de regeneração da vegetação corroborando para a não sustentabilidade da atividade. A prática do manejo florestal deve considerar a capacidade de resistência e resiliência da comunidade, ou seja, na forma como a vegetação reage ao ser suprimida e nos processos que ocorrem para a sua recuperação (SMITH; SMITH, 2001; MEUNIER, 2014).

Os critérios de remoção das plantas são fundamentais para o manejo florestal, pois impacta diretamente a manutenção da diversidade florística e, conseqüentemente, a diversidade da fauna (SCOLFORO et al., 2008), uma vez que a perturbação pode gerar impacto, que transformam irreversivelmente uma comunidade, sem dar chances de que a mesma retorne a seu estado original, sendo substituída por uma comunidade diferente e geralmente menos diversificada (SMITH; SMITH, 2001).

Devido a esses fatores, as plantas respondem de diferentes formas, dificultando o conhecimento da diversidade de espécies, sua organização, e resposta ao estresse (LIMA, 2010), não podendo desconsiderar também que em ambientes sazonalmente secos, podem ser encontrados diferentes padrões fenológicos para as espécies, determinados ou não pela chuva, dependendo da capacidade da planta obter ou armazenar água (LIMA, 2007).

2.4 Biomassa florestal

Biomassa é a quantidade de massa de origem biológica, fisiologicamente ativa ou não, animal ou vegetal (CARIOCA; ARORA, 1984; TOLMASQUIM, 2003). Sendo ela de origem florestal, pode ser chamada também de fitomassa ou biomassa

florestal, que é toda a massa existente em uma unidade de área da floresta, sendo ela lenhosa ou não (ARAÚJO, et al., 1999; SANQUETTA, 2002; COUTO et al., 2004).

O termo biomassa pode se referir ao quantitativo de massa verde e/ou massa seca, que pode ser seca em estufa até peso constante ou pode estar relacionada à massa lenhosa, como galhos e fuste. A massa verde, ou peso verde, refere-se ao material fresco, que contém água em sua composição, sendo utilizado como medida na pesagem de caminhões com carga de madeira recém-extraída (ABREU, 2012).

A biomassa florestal, formada pela combinação de dióxido de carbono (absorvido da atmosfera), água e energia luminosa, compõe importante papel na produção bens e usos florestais no mundo (VASCONCELOS, 2002; HINRICHES; KLEINBACH, 2003). A transformação dessa biomassa por meio de tecnologias gera energia e por ser um recurso renovável tem se destacado das demais fontes disponíveis (hidráulica, fóssil, nuclear, geotérmica).

A utilização de biomassa florestal, para fins energéticos, é utilizada desde o período colonial, sendo até o século XVIII a principal fonte de energia da humanidade (MACHADO et al., 2010). O emprego da biomassa como combustível vem sendo continuamente estudado em diversos países e principalmente no Brasil, que possui características climáticas e edáficas para o bom desenvolvimento de florestas.

A interação existente entre a floresta e o clima reflete na quantidade de biomassa disponível em um fragmento florestal e dessa forma, é importante poder quantificá-la para conhecer como a floresta vem se comportando em meio a diferentes usos do solo, facilitando a determinação de estratégias quanto ao manejo florestal sustentável. Além disso, é indispensável conhecer a distribuição dos nutrientes nas diferentes fases de desenvolvimento de florestas para que seja adotado o manejo mais adequado, visando à manutenção da produtividade, tais como: definição da idade e intensidade de colheita, manejo dos resíduos florestais, adubação de reposição, preparo de solo, entre outras (CARVALHO, 1997; HIGUCHI, 2001; URBANO, 2008; WITSCHORECK, 2008).

Desta forma as estimativas de biomassa florestal são informações indispensáveis, já que o manejo sustentável de qualquer tipo de vegetação preconiza assegurar a recomposição da floresta em determinado tempo, porém, apesar dos estudos e técnicas que permitem assegurar a sustentabilidade dos

planos de manejo estarem continuamente evoluindo em todo mundo, ainda há a necessidade de aprimorar técnicas que possibilitem estimar a biomassa de indivíduos lenhosos mais precisamente, principalmente para áreas de maior intervenção humana (HIGUCHI, 2001).

2.4.1 Estimativa de biomassa florestal

O interesse pela quantificação da biomassa florestal tem crescido nos últimos anos, justamente pela capacidade que a floresta tem em absorver carbono da atmosfera e dessa forma, permite comparar atributos funcionais e estruturais de ecossistemas florestais em diferentes condições ambientais, embora seja um trabalho demorado e muito oneroso, podendo o mesmo ser realizado por meio de métodos diretos e indiretos. Pelo método direto, árvores são derrubadas e seus componentes são separados e pesados, e pelo método indireto são utilizados modelos matemáticos ou imagens de satélite para realizar as estimativas (VISMARA, 2009; WATZLAWICK et al., 2009; ALVES, 2011).

Os métodos diretos de amostragem podem ser os seguintes: método da árvore individual e método da parcela (SANQUETTA, 2002); e os métodos indiretos de amostragem, os seguintes: modelos matemáticos por meio de técnicas de regressão, utilizando dados de volume de áreas ou talhões multiplicando-os por fatores de biomassa (SOMOGYI et al., 2006); e técnicas de sensoriamento remoto (SOUZA; PONZONI, 1998).

Muitos profissionais da área florestal necessitam com frequência, quantificar variáveis (volume de árvores, peso de matéria seca, densidade da madeira ou alguma outra característica tecnológica) que em larga escala, se fosse utilizado o método direto, se tornariam inviável por ser oneroso. A alternativa que tem sido utilizada com sucesso é fazer uso de modelos de regressão nos quais se procura estimar a variável de mais difícil obtenção (variável dependente) por meio de uma ou mais variáveis facilmente mensuráveis (variáveis independentes) (SANQUETTA et al., 2009; SCOLFORO, 2005).

Tendo em vista a dificuldade de se obter dados relativos a volume, Brown (1997) afirma que o uso de equações de regressão é mais vantajoso para se estimar biomassa, uma vez que pode ser utilizado apenas dados médios de diâmetro e o número médio de árvores, ambos por classe e em regiões de clima seco podendo

ser considerada também a altura. As variáveis da área florestal de mais fácil obtenção e comumente utilizadas são o diâmetro a altura do peito (DAP), altura total e área basal (ABREU, 2012).

2.5 Rebrotas e mortalidade de indivíduos lenhosos

A rebrota é um mecanismo de defesa da planta que está relacionado a capacidade de uma espécie de planta emitir novos ramos/rebentos/perfilhos após a destruição da maior parte sua biomassa acima do solo, utilizando as reservas da biomassa deixada em campo (cepa e raízes). As perturbações que causam destruição de sua biomassa podem ser de ordem antrópica ou natural como: corte, pastoreio animal, fogo, furacão, ventos fortes que desencadeiem distúrbios, assim como, a ocorrência de secas ou geadas, deslizamentos de terra, inundações e outros eventos de erosão em larga escala de curto prazo também se qualificam (PEREZ-HARGUINDEGUY et al., 2013).

Diante da perturbação, há uma estratégia de sobrevivência que ocorre em todos os regimes de perturbação, pois há o investimento energético na emissão de novos brotos e são então armazenados nutrientes (carboidratos) de modo a garantir a sobrevivência das plantas diante de futuras perturbações, reduzindo inclusive a velocidade de crescimento da rebrota (BOND; MIDGLEY, 2001).

Na Caatinga, a prática do corte raso é comumente utilizada mantendo a base do fuste dos indivíduos, esperando-se que os nutrientes ali existentes sejam suficientes para favorecer a rebrota dos sobreviventes. Um indivíduo após ser cortado pode rebrotar logo em seguida, mas também pode morrer devido ao déficit hídrico, ocasionado pela estação seca e também devido à insuficiência de reservas nutricionais existentes na base do fuste cortado, não favorecendo a produção de novas rebrotas, ocasionando a morte da planta mais tardiamente (FIGUEIRÔA et al., 2008), sendo um mecanismo de regeneração em florestas secas que deve ser considerado para sua restauração (VIEIRA; SCARIOT, 2006).

A rebrota das espécies após o corte deve ser considerada dentro de um Plano de Manejo Florestal, principalmente daqueles que exploram para diversos fins e usos (SAMPAIO et al., 1998; FIGUEIRÔA et al., 2006; FABRICANTE et al., 2009). Alguns aspectos são cruciais para que a capacidade de rebrota e sobrevivência de cepas de espécies arbóreas seja efetiva, entre eles o estágio de maturidade em que

a planta é colhida (COSTA et al., 2012; SOUZA et al. 2012), a altura de corte da planta, os níveis de substâncias de reserva alocados e, sobretudo, o efeito das variações climáticas verificadas ao longo do ano (TEWARI et al., 2004), podendo a alta produtividade inicial ser resultante da presença de um sistema radicular já estabelecido, que facilita a absorção de água e nutrientes existentes no solo (REIS; REIS, 1997).

Após a remoção de maior parte da biomassa aérea de uma árvore, a rebrota é um atributo importante de resiliência de espécies lenhosas devido aos possíveis distúrbios a que o ecossistema esteja submetido, como a seca (PEREZ-HARGUINDEGUY et al., 2013). Pimentel (2004) enfatiza que o estresse hídrico, por deficiência ou excesso da disponibilidade de água, provoca diferentes respostas a diferentes espécies e a intensidade e velocidade em que o estresse for aplicado resultam em diversas consequências, que necessitam ser investigadas para que se possa manejar espécies de interesse.

Em ecossistemas florestais, a rebrota de espécies lenhosas tem sido explorada em termos de intensidade e frequência de perturbações (MORRISON et al., 1995, VESK; WESTOBY, 2004) e pesquisas que relacionam a altura das cepas com a mortalidade já foram desenvolvidas, levantando hipóteses de que tocos mais altos estão susceptíveis a maiores danos causados por animais e pela própria atividade de exploração, devido as brotações ocorrerem próximas à região de corte, essa região fica mais sujeita ao dessecamento e, conseqüentemente, a brotação não ocorre ou ocorre com dificuldade (SCOLFORO, et al., 2008).

Devido a esses e outros fatores o uso racional dos recursos florestais está comprometido, caso os processos de regeneração natural diante das perturbações antrópicas não sejam conhecidos (PEREIRA et al., 2001), isto porque, uma vez que uma árvore cai ou é cortada a rebrota ocorre mais rapidamente do que a emergência de sementes, proporcionando menor desequilíbrio para populações de plantas evitando o decréscimo da população e os efeitos da perturbação; e diminuindo a dependência de sementes para a manutenção da população. Este comportamento em uma floresta madura pode indicar um potencial de persistência, sendo necessário apenas que após a lesão os meristemas estejam ativos e que hajam reservas armazenadas para apoiar a rebrota (BOND; MIDGLEY, 2001).

Diante disto, algumas espécies florestais já foram estudadas a fim de conhecer o comportamento das mesmas quando submetidas ao corte raso. A

regeneração por brotação das cepas vem sendo estudada e praticada com sucesso para o gênero *Eucalyptus* (SOUZA et al., 2012), para outras espécies exóticas, como a teca (*Tectona grandis* L.) (CALDEIRA; CASTRO, 2012), para espécies nativas da Amazônia Central (CLAY et al., 2000; SAMPAIO et al., 2007) e algumas da Caatinga como a madeira-nova (*Pterogyne nitens* Tul.), pertencente à família Fabaceae (PINTO et al., 2013), catingueira (*Poincianella bracteosa* (Tul.) L.P.Queiroz) (FERRAZ et al., 2012), jurema preta (*Mimosa tenuiflora* (Willd.)); jurema de embira (*Mimosa ophthalmocentra* Mart. ex Benth); e marmeleiro (*Croton sonderianus* Muell. Arg.) (PAREYN et al., 2004).

Dentre as espécies nativas da Caatinga com capacidade de rebrota, se destaca a *Poincianella bracteosa* (Tul.) L.P.Queiroz, conhecida popularmente como catingueira, pertencente à família Fabaceae, espécie arbórea, de porte médio e sem espinhos. As espécies do gênero *Poincianella* que ocorrem em áreas de Caatinga são comumente utilizadas para combustível, lenha e carvão vegetal, construções rurais, medicinal e outros usos não madeireiro (FERRAZ et al., 2012).

Os parâmetros florísticos e fitossociológicos são importantes para o conhecimento das florestas tropicais e fornecem subsídios para a adoção de técnicas de manejo, que surgem para auxiliar a conservação e preservação da diversidade das espécies e subsidia a recuperação de fragmentos florestais, em processo de degradação (MARANGON et al., 2007).

O estudo da regeneração natural vem como uma importante ferramenta que deve ser utilizada para o melhor entendimento do estoque florestal quando alterações na vegetação forem planejadas, auxiliando o conhecimento sobre o comportamento e desenvolvimento futuro da floresta, pois fornece a relação e a quantidade de espécies que constitui o seu estoque, bem como suas dimensões e distribuição na área (ALVES et al., 2010). Vários trabalhos sobre o estoque florestal já foram realizados para as florestas nativas do Brasil e dentre eles tem predominado os estudos da regeneração da floresta decidual após intervenção (ALVES, 2010; ALVES JÚNIOR, 2010; BARRETO, 2013; FERRAZ, 2011).

Os parâmetros comumente calculados são os absolutos e relativos de frequência, densidade, dominância e índices como o índice de valor de importância, índice de diversidade de Shannon-Wiener, equabilidade de Pielou, a dominância de Simpson, Coeficiente de Mistura de Jentsch, índice de Morisita, índice de

McGuinness, dentre outros que permitem conhecer a biodiversidade de uma comunidade, assim como, permite inferir sobre a distribuição espacial das espécies.

2.6 Reconstituição da composição e estrutura de floresta após distúrbio

Em florestas naturais, em muitos casos, a retirada de produtos florestais, especialmente a madeira, é realizada sem critérios silviculturais adequados e registro de informações dendrométricas dos indivíduos lenhosos colhidos. Logo, para um manejo sustentável é necessário reverter esta situação com a definição de um ciclo de corte compatível com a resiliência da floresta, implementação de critérios silviculturais, fortalecimento do controle de fiscalização pelos órgãos responsáveis e avaliação das áreas que sofreram cortes e que possam recuperar sua produtividade, por meio de ações de manejo específico para cada tipo florestal (BAVA; LOPEZ BERNAL, 2006).

Para o caso de falta de registro de informações dendrométricas, especialmente devido a corte ilegais, Peter e Constance (2010) relatam que após o distúrbio em uma floresta é possível identificar seus legados e suas informações históricas que podem indicar suas características estruturais e sua composição antes dele, e, portanto, apesar de não ser tarefa fácil, sua reconstituição. Neste sentido, a reconstituição da dimensão de indivíduos lenhosos removidos a partir das cepas deixadas no solo, é uma prática comum, a partir da alternativa de avaliação de indivíduos de áreas vizinhas e a associação entre a dimensão das cepas e o porte dos indivíduos (ERCANLI; GUNLU; BAŞKENT, 2015).

De acordo com Vanclay (1994), o diâmetro a altura do peito (DAP) é a mais simples e importante medida tomada em árvores, por estar correlacionada com outras variáveis tais como altura, biomassa e volume. No caso em que o DAP pode não estar disponível, especialmente quando se tem cortes ilegais ou os dados não foram registrados quando realizada a colheita florestal, a estimativa de DAP a partir do diâmetro de cepa é comum na literatura (DECOURT, 1964; MCLURE, 1968; CURTIS; ARNEY, 1977; BYLIN, 1982; WHARTON, 1984; SCHLIETER, 1986; JOHNSON; WEIGEL, 1990; PARRESOL, 1993; OJASVI et al., 2001; ISKANDAR; HUBBLE; MACDICKEN, 2003; BAVA; LOPEZ BERNAL, 2006; CORRAL-RIVAS et al., 2007; GEHRING; PARK; DENICH, 2008; SCOLFORO et al., 2008; ITO et al., 2010; NASCIMENTO et al., 2010; ÖZÇELİK et al., 2010; WESTFALL, 2010;

DUARTE; PINTO, 2013; POMPA-GARCÍA et al., 2011; ; POND; FROESE, 2014; ERCANLI; GUNLU; BAŞKENT, 2015), sob a justificativa de que têm alta correlação (JOHNSON; WEIGEL, 1990) e que essa relação varia pouco com o tempo (WHARTON, 1984). Neste sentido, na Tabela 1 se observa que há uma grande variedade de modelos visando relacionar DAP e DAB em várias regiões do mundo, no entanto poucos em florestas do Brasil.

Tabela 1 – Alguns modelos encontrados na literatura para predição do diâmetro a altura do peito (DAP) em função do diâmetro a altura da base (DAB)

Equação	Autor(es)	Espécie e Região
$DAP_i = \beta_1 * DAB_i$	HORN; KELLER (1957) MYERS (1963) DECOURT (1964)	Folhosas e coníferas, Minnesota, USA <i>Pinus ponderosa</i> Laws, Sudoeste, EUA <i>Pinus silvestris</i> L., <i>P. laricio</i> var. <i>austriaca</i> Endl., <i>P. laricio</i> var. <i>corsicana</i> Loud., <i>Picea excelsa</i> Link., <i>Pseudotsuga douglasii</i> Carr., <i>Picea sitchensis</i> Trautv et Mey, <i>Abies pectinata</i> D. C.
$DAP_i = \beta_0 + \beta_1 * DAB_i$	HANN (1976) BYLIN (1982) WHARTON (1984) OYEN; NILSEN (2004) CORRAL-RIVAS et al. (2007) ÖZÇELİK et al. (2010) THORPE et al. (2010)	Coníferas, Sudoeste, EUA Pine, oak species, Sudeste, EU Folhosas e coníferas, Nordeste, EUA <i>Picea abies</i> (L.) Karst, Noruega <i>Pinus</i> spp., El Salto, Durango, Mexico Várias espécies, Turquia Black spruce, Sudeste, EUA
$DAP_i = \beta_0 + \beta_1 * DAB_i$ $DAP_i = \beta_0 + \beta_1 * DAB_i + \beta_2 * DAB_i^2$ $DAP_i = \beta_0 + \beta_0 * DAB_i^{\beta_1}$ $DAP_i = \beta_0 + \beta_0 * \beta_1^{DAB_i}$	ERCANLI; GUNLU; BAŞKENT, (2015)	<i>Fagus orientalis</i> Lipsky, Região Florestal de Ayancık, Nordeste da Turquia
$DAP_i = \beta_1 * DAB_i * \beta_2$	JOHNSON; WEIGEL (1990)	Oak species, Indiana, USA
$\ln(DAP_i) = \beta_0 + \beta_1 * \ln(DAB_i) + \beta_2 * (\ln(DAB_i))^2$	GEHRING; DENICH (2008)	PARK; Floresta Amazônica, Manaus-MA, Brasil
$DAP_i = \beta_0 + \beta_1 * DAB_i$ $DAP_i = \beta_0 + \beta_1 * DAB_i + \beta_2 * DAB_i^2$	SCOLFORO et al. (2008)	Floresta seca, Minas Gerais-Brasil
$DAP_i = \beta_0 + \beta_1 * (DAB_i)^{1/2} * \ln(DAB_i)$ $DAP_i = \{\beta_0 + \beta_1 * [\ln(DAB_i)]^2\}^2$ $DAP_i = \beta_0 + \beta_1 * DAB_i * (\ln(DAB_i))^{-1}$ $DAP_i = \beta_0 + \beta_1 * (DAB_i)^{1/2}$ $DAP_i = \beta_0 + \beta_1 * DAB_i$ $DAP_i = [\beta_0 + \beta_1 * \ln(DAB_i)]^2$ $DAP_i = DAB_i * (\beta_1)^{-1}$	NASCIMENTO et al. (2010) SILVA; SAMPAIO (2008)	<i>Aracauria angustifolia</i> , Paraná-Brasil Espécies da caatinga, Serra Talhada-PE-Brasil

Observação: DAB_i variando conforme trabalho.

No entanto são escassos os trabalhos que se utilizam do diâmetro da cepa para estimar biomassa ou volume, nos quais são sugeridas duas fases (ÖZÇELİK et al., 2010): 1) estimativa do DAP em função do diâmetro da cepa e 2) estimativa de biomassa ou volume por equações alométricas desenvolvidas para o local de estudo.

Assim, quando um povoamento sofreu distúrbio, com por exemplo cortes, existe a possibilidade de reconstituir a biomassa ou volume a partir dos diâmetros a altura da base (DAB). Para tal, medem-se os diâmetros à altura do peito (DAP) e os respectivos DAB's. Com esses pares de valores, se pode ajustar modelos de regressão lineares ou não e, uma vez ajustado um modelo matemático satisfatório, pode-se então estimar os DAP's de árvores colhidas a partir dos DAB's remanescentes. Assim, reconstitui-se a biomassa ou o volume utilizando-se equações alométricas desenvolvidas para o local de estudo.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Caracterização geral da área de estudo

A pesquisa foi realizada em uma área com vegetação de Caatinga localizada na Fazenda Itapemirim, município de Floresta, Pernambuco, mesorregião do São Francisco Pernambucano. A sede da fazenda localiza-se distante cerca de 360 km da capital, Recife, situando-se nas coordenadas geográficas 8° 33' 20,9" S de Latitude e 37° 56' 27,4" O de Longitude.

O município de Floresta se situa na bacia hidrográfica do Rio Pajeú e faz limites com os municípios de Inajá, Ibimirim, Custódia, Betânia, Serra Talhada, Carnaubeira da Penha, Itacuruba, Tacaratu, Petrolândia e Rodelas (Bahia) (EMPETUR, 1998).

O clima da região, segundo a classificação de Köppen, é do tipo BSh, semiárido quente, precipitação média anual de aproximadamente 503 mm, com período chuvoso irregular, concentrando-se entre os meses de janeiro a abril, com temperatura média anual de 26,1°C (ITEP, 2010). Para o Sertão, em específico, entre os meses de janeiro a março, em 2015, a média foi de 171 mm, enquanto que a média climática é de 303 mm, gerando um desvio negativo médio de 45% (APAC, 2015).

A vegetação ocorrente na área do presente estudo é do tipo savana-estépica (IBGE, 2012), caracterizada por vegetação arbustivo-arbórea, com presença de cactáceas e estrato herbáceo, podendo conter, em alguns locais, macambira (*Bromelia laciniosa* Mart. ex Schultes f.) e caroá (*Neoglaziovia variegata* (Arr. Cam.) Mez.).

O solo da região é classificado como Luvissole Crômico pouco profundo, com textura superficial arenosa a média e superficial. Nas vertentes dos vales predominam os solos mais férteis (EMBRAPA, 2007).

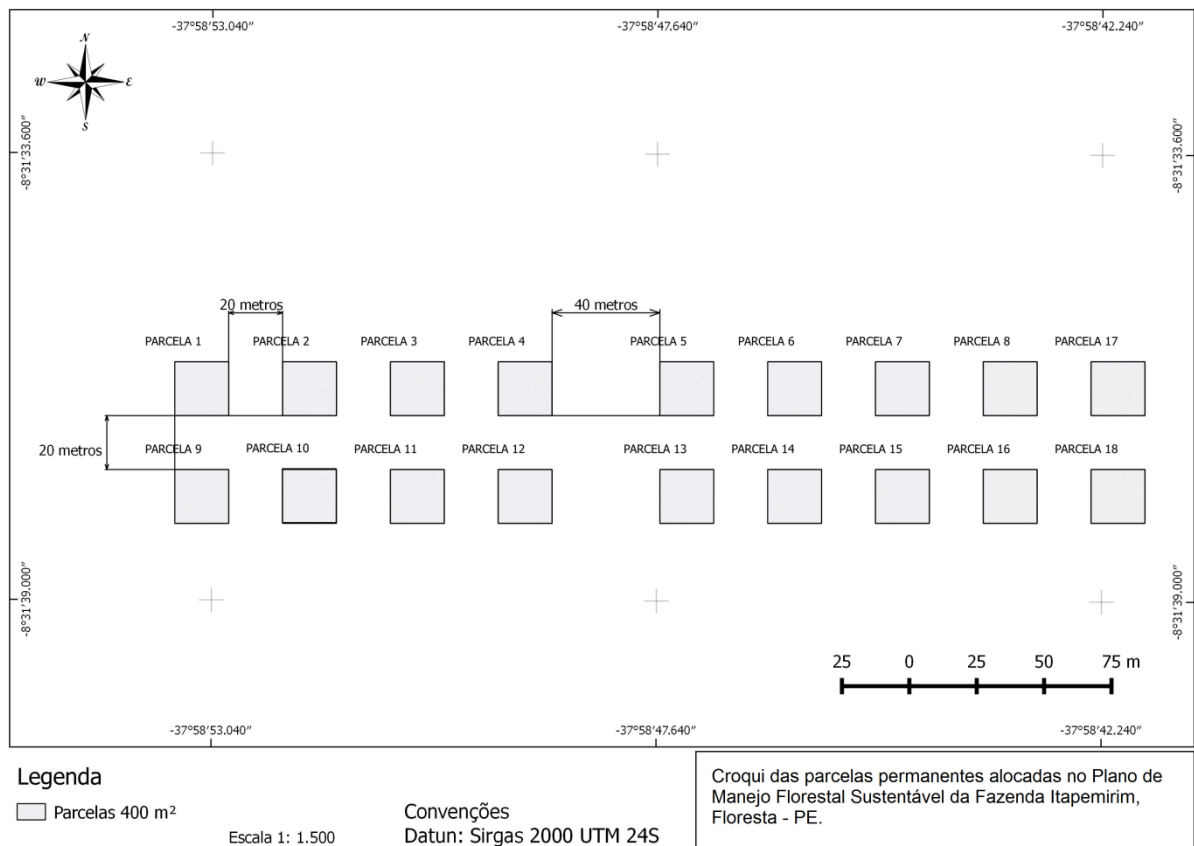
3.2 Estrutura amostral e obtenção dos dados

A área de estudo encontra-se no interior de um talhão com área de 59,22 hectares, o qual faz parte de um plano de manejo florestal sustentável (PMFS) em que a vegetação foi submetida ao corte raso no ano de 2013. Nessa ocasião, não houve corte de *Myracrodruon urundeuva* (Engl.) Fr. All. (aroeira) e *Schinopsis*

brasiliensis Engl. (braúna), pois as mesmas constam na lista oficial das espécies da flora brasileira ameaçadas de extinção (MMA, 2008).

A área foi demarcada e georreferenciada, sendo instaladas 18 parcelas permanentes com dimensão de 20 m x 20 m cada, perfazendo uma área amostral total de 7200 m². As parcelas foram alocadas de forma sistemática em duas linhas de nove parcelas, distantes 20 metros entre linhas e parcelas. Devido a abertura de uma estrada utilizada como via de extração do material lenhoso, as parcelas de número 4, 5, 12 e 13, tiveram distanciamentos diferentes das demais na linha (Figura 1).

Figura 1 – Croqui de representação das parcelas em campo.



Fonte – LIMA (2016).

Após dois anos do corte (ano de 2015), já estando a vegetação em estágio de rebrota e/ou regeneração, foi realizado o primeiro levantamento, sendo identificados, mensurados e etiquetados todos os indivíduos arbustivo-arbóreos, fossem eles remanescentes ou oriundos da rebrota, presentes no interior das 18 unidades amostrais. Para os indivíduos remanescentes considerou-se como critério de inclusão a circunferência à altura da base (CAB) \geq 6 cm, sendo mensurados a CAB e

a circunferência a altura do peito (CAP). Esses indivíduos constituíram aqueles que não foram submetidos ao corte raso ou como sendo os indivíduos que atingiram o CAB mínimo de inclusão na ocasião da medição.

As cepas vivas (Figura 2A) tiveram tomada a CAB, altura do corte e quantificação dos perfílios (brotação), CAB e altura total destes. Para identificação das cepas mortas foi observada a inexistência de rebrota, material lenhoso ressecado e por vezes até rachado devido a forte incidência solar (Figura 2B).

Figura 2 – Cepa viva com perfílios (A) e cepa morta (B) identificada no levantamento plano de manejo florestal realizado na Fazenda Itapemirim, Floresta-PE.



Fonte – LIMA (2015).

A medição da CAB, CAP (circunferência à altura do peito), altura da cepa (corte) e altura dos perfílios, foram realizadas com fita métrica graduada em centímetros. As cepas que originavam dois fustes, ou seja, bifurcadas na base (≤ 30 cm) foram mensurados como árvores individuais, conforme adotado por Araújo et al. (2004).

As espécies foram identificadas por meio de denominação regional, com a ajuda de mateiros experientes da região. Posteriormente, foram utilizadas listas de composição florística dos trabalhos de Alves Junior (2010), Ferraz (2011) e Barreto

(2013), realizados na mesma fazenda e nomeadas de acordo com Angiosperm Phylogeny Group (APG III, 2009).

Os parâmetros fitossociológicos foram calculados para as diferentes situações medidas, conforme a Tabela 2.

Tabela 2 – Descrição das três diferentes situações avaliadas, encontradas no levantamento do plano de manejo florestal realizado na Fazenda Itapemirim, Floresta-PE.

Situação	Descrição
PMFS	Inventário florestal realizado anteriormente ao corte, tomado como base para a aprovação do PMFS perante CPRH, órgão ambiental responsável.
Situação I	Levantamento pós-corte realizado em 18 parcelas amostrais em que foram consideradas as cepas vivas, cepas mortas e os indivíduos remanescentes.
Situação II	Levantamento pós-corte realizado em 18 parcelas amostrais em que foram considerados os perfilhos e os indivíduos remanescentes.

3.3 Análise dos dados

3.3.1 Estatística descritiva e suficiência amostral pós-corte

Para a análise inicial dos dados coletados, foram calculadas as estatísticas descritivas para as variáveis de estudo número de cepas, circunferência altura da base, número de perfilhos e mortalidade. Para cada uma das variáveis determinou-se a média, variância, desvio-padrão, coeficiente de variação, erro padrão da média, intervalo de confiança, o erro amostral relativo (EA%) e número de unidades amostrais representativo da população para um sistema de amostragem inteiramente aleatório, considerando o erro de 20% (adotado oficialmente para a Caatinga), ao nível de 90% de probabilidade (CPRH, 2006). A análise foi realizada no software Excel 2010, sendo as fórmulas utilizadas para a suficiência amostral (MEUNIER et al., 2002), coeficiente de variação, desvio padrão, erro amostral e intervalo de confiança descritas nas expressões de 1 a 5.

$$CV = \frac{S}{\bar{Y}} \cdot 100 \quad (1)$$

Em que:

CV = Coeficiente de variação (%);

S = Desvio padrão;

\bar{Y} = média aritmética.

$$S = \sqrt{\sum_i^N \frac{(y - \bar{y})^2}{N - 1}}$$
(2)

Em que:

S = Desvio padrão;
 N = Quantidade de amostras;
 Y = Dado amostrado
 \bar{Y} = média aritmética.

$$\text{n. u. a} = \frac{t_{\alpha/2}^2 \cdot CV^2}{E\%^2}$$
(3)

Em que:

n.u.a = número de unidades amostrais;
 $t_{\alpha/2}$ = valor tabelar do teste de t de student ao nível $\alpha=10\%$ de probabilidade;
 C.V. = coeficiente de variação;
 E% = erro adotado = 20%.

$$EA\% = \pm \frac{t_{\alpha} \cdot S_{\bar{Y}}}{\bar{Y}}$$
(4)

Em que:

EA% = erro de amostragem relativo;
 S_y = erro padrão da média;
 \bar{Y} = média aritmética
 t_{α} = valor tabelar do teste de t ao nível $\alpha=10\%$ de probabilidade;

$$IC = \bar{Y} \pm t_{\alpha} \cdot S_{\bar{Y}}$$
(5)

Em que:

IC = intervalo de confiança;
 S_y = erro padrão da média;
 \bar{Y} = média aritmética
 t_{α} = valor tabelar do teste de t ao nível $\alpha=10\%$ de probabilidade;

3.3.2 Florística e fitossociologia

Para o estudo da fitossociologia da vegetação, foi utilizado o software Mata Nativa 2 (MATA NATIVA 2, 2006) e foram estimados os parâmetros absolutos e relativos da densidade, frequência e Valor de Cobertura para cada espécie. Os parâmetros foram analisados separadamente (considerando o DAB), em que inicialmente foram identificadas e contadas as cepas vivas, cepas mortas e remanescentes ou ingressos; e posteriormente, contando com os perfilhos (oriundos da rebrota).

A análise da estrutura fitossociológica da vegetação dois anos após o corte foi comparada com a vegetação original da área de estudo na ocasião anterior aos cortes. Para isso, tomou-se como vegetação original, os dados do Inventário Florestal de uma área localizada na mesma fazenda submetida a um PMFS (2008) utilizado para aprovação do plano junto à CPRH (órgão ambiental responsável), sendo estimados também os parâmetros fitossociológico e a diversidade de espécies. As fórmulas para o cálculo de cada parâmetro em cada situação estão representadas nas expressões de 6 a 15.

Densidade absoluta (DA):

$$DA_i = \frac{n_i}{A} \quad (6)$$

Densidade relativa (DR):

$$DR_i = \frac{DA_i}{DAT} \cdot 100 \quad (7)$$

Frequência absoluta (FA):

$$FA_i = \frac{NU_i}{NU_t} \cdot 100 \quad (8)$$

Frequência relativa (FR):

$$FR_i = \frac{FA_i}{FAT} \cdot 100 \quad (9)$$

Valor de Cobertura (VC):

$$VC_i = \frac{DR_i + D_0R_i}{2} \quad (10)$$

Valor de importância (VI):

$$VI_i = \frac{DR_i + FR_i + D_0R_i}{3} \quad (11)$$

Em que: n_i = número de indivíduos amostrados da i -ésima espécie; A = área da unidade de amostra (0,72 ha); DAT = soma de todas as densidades absolutas; FAT = soma de todas as frequências absolutas; NU_i = número de unidades amostradas com a espécie i ; NUT = número total de unidades amostradas; VC_i = valor de cobertura da i -ésima espécie (%); DR_i = densidade relativa i -ésima espécie; D_0R_i = dominância relativa i -ésima espécie; VI_i = valor de importância da i -ésima espécie; FR_i = frequência relativa i -ésima espécie.

Para a diversidade florística, os índices foram analisados da mesma forma, considerando as três diferentes ocasiões, para facilitar a visibilidade do impacto do corte sobre a diversidade da vegetação. Para tal foram utilizados, Valor de Importância (VI), Índice de diversidade de Shannon-Wiener (H'), Equabilidade de Pielou (J'), a Dominância de Simpson (C) e o Coeficiente de Mistura de Jentsch (QM). A síntese do postulado de cada índice é apresentada a seguir:

a) Índice de diversidade de Shannon (H'): fornece a ideia do grau de incerteza em prever a qual espécie pertenceria um indivíduo da população, retirado dessa aleatoriamente (LAMPRECHT, 1990). O Índice de diversidade de Shannon (H') foi calculado pela seguinte fórmula (MAGURRAN, 1988):

$$H' = -\sum_{i=1}^S p_i \ln(p_i) \quad (12)$$

Em que: p_i = probabilidade de importância de cada espécie (n_i/N); n_i = número de indivíduos da i -ésima espécie; N = número de indivíduos amostrados; \ln = logaritmo de base natural ($e = 2,718\dots$); S = número total de espécies amostradas.

Para a interpretação dos resultados do índice de diversidade de Shannon deve-se considerar que, quanto maior for o valor de H' , maior será a diversidade florística da população vegetal em estudo.

b) Índice de Equabilidade de Pielou (J'): é derivado do índice de diversidade de Shannon e permite representar a uniformidade da distribuição dos indivíduos entre as espécies existentes. Apresenta um intervalo de 0 a 1, em que um (1,0) representa a máxima diversidade, ou seja, todas as espécies são igualmente abundantes (PIELOU, 1977). Este índice é calculado pela equação:

$$J' = \frac{H'}{H'_{max}} \quad (13)$$

Em que: $H'_{max} = \ln(s)$ = diversidade máxima; s = número de espécies amostradas = riqueza.

c) Índice de Dominância de Simpson (D): é uma medida principalmente de dominância e atribui um peso maior às espécies comuns, mede a probabilidade de dois indivíduos de uma comunidade, selecionados ao acaso na amostra, pertencerem à mesma espécie. É derivado do “índice de concentração de Simpson” (SIMPSON, 1949), em que:

$$D = 1 - \lambda; \quad \lambda = \frac{\sum_{j=1}^S N_j(N_j - 1)}{N(N - 1)}; \quad (14)$$

Em que: λ = é a medida de dominância; D = índice de dominância de Simpson; n_j = número de indivíduos amostrados da j -ésima espécie; N = número total de indivíduos amostrados; S = número de espécies amostradas.

d) Coeficiente de Mistura de Jentsch (QM): indica, em média, o número de árvores de cada espécie que é encontrado no povoamento. Desta forma, tem-se um fator para medir a intensidade de mistura das espécies e os possíveis problemas de manejo, dada as condições de variabilidade de espécies (HOSOKAWA, 1988). Esse coeficiente foi calculado a partir da seguinte equação:

$$QM = \frac{S}{N} \quad (15)$$

Em que: S = número de espécies amostradas; N = número total de indivíduos amostrados.

3.3.3 Correlação entre variáveis

O coeficiente de correlação linear de Pearson foi calculado para o conjunto de dados e para as duas espécies de maior VI, com objetivo de estimar a força do relacionamento entre duas variáveis. Foram então utilizados os dados dendrométricos obtidos em campo para fazer a correlação entre CAB das cepas, altura das cepas, o número de perfilhos por cepa e a média do CAB dos perfilhos, assim como a média da altura dos perfilhos, como forma de descobrir se uma variável influencia a outra, utilizando a seguinte fórmula:

$$r = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sqrt{[\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2][\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2]}} \quad (16)$$

Em que: x_i e y_i = valores das variáveis estudadas e \bar{x} e \bar{y} = média das variáveis a serem correlacionadas.

Para testar a hipótese nula, foi aplicado o teste t com $n - 2$ graus de liberdade, como se mostra abaixo.

$$r = \frac{r}{\sqrt{(1 - r^2)/(n - 2)}} \quad (17)$$

Em que: r = coeficiente de correlação linear e n = número de amostras.

3.3.3.1 Influência da altura de corte e variação da circunferência da cepa na emissão de perfilhos

Para verificar se a variação da circunferência das cepas e a altura em que as cepas foram cortadas influenciaram na rebrota (quantidade de perfilhos emitidos), foi realizada análise de variância para as espécies com maior VI e, também, maior densidade, sendo elas: a *Poincianella bracteosa* e *Aspidosperma pyrifolium*. Para a análise, os dados foram divididos em classes de circunferência e de altura de corte da cepa (Tabela 3).

Tabela 3 – Classes de CAB (cm) e de altura de cepas (cm) utilizadas para a análise de variância e teste de médias para as espécies *Poincianella bracteosa* e *Aspidosperma pyrifolium* encontradas no levantamento do plano de manejo florestal realizado na Fazenda Itapemirim, Floresta-PE.

Classes de CAB	Intervalo de classe (cm)
I	0 I- 15
II	15 I- 30
III	30 I- 45
IV	≥ 45
Classes de altura de cepas	Intervalo de classe (cm)
I	2 I- 15
II	15 I- 30
III	≥ 30

Para garantir a aplicação de testes de significância baseados na distribuição F, os dados foram testados quanto a normalidade e homocedasticidade para a variável resposta número de perfilhos (Y). Para tal, foram utilizados os testes de Kolmogorov-Smirnov para normalidade e o de Bartlett para verificação da homocedasticidade, ambos ao nível de 95% de confiança. Quando necessário, para cumprir com os pressupostos, foi utilizado o método de Box e Cox (1964) para estabilizar a variância por meio de uma potência (λ) estimada por máxima verossimilhança, onde a variável resposta (Y) pode assumir a seguinte transformação:

$$Y' = Y^\lambda \quad (18)$$

Em que:

$$Y^{(\lambda)} = \frac{(Y^\lambda - 1)}{\lambda}, \text{ para } \lambda \neq 0 \text{ e } Y^{(\lambda)} = \ln(Y) \text{ para } \lambda = 0$$

Primeiramente os dados foram transformados por ter sido verificado a não normalidade e heterogeneidade na variável resposta número de perfilhos para as duas espécies consideradas. Após a transformação de Box-Cox, assumiu-se um valor de lambda de 0,16 para a espécie *Poincianella bracteosa* e, devido ao valor de lambda para a espécie *Aspidosperma pyrifolium* apresentar valores com o zero contido dentro do intervalo de confiança, assumiu-se como a melhor transformação a ser empregada a logarítmica, como descrito por Box e Cox (1964).

Após a verificação da existência de influência na emissão de perfilhos dessas espécies em relação à altura de corte e circunferência da cepa (análise em arranjo fatorial), a média do número de perfilhos nas classes de diâmetro e altura das cepas, foram comparadas pelo teste de Tukey-Kramer ao nível de 95% de confiança ($\alpha=0,05$). Para tanto se considerou um delineamento inteiramente casualizado, com diferente número de repetições (desbalanceado), sendo o número de perfilhos em cada classe de altura de corte, ou classe de circunferência da cepa, como sendo as repetições.

Para a análise, foi utilizado o procedimento PROC MIXED pelo teste LSmeans (estimativas de médias ajustadas para dados desbalanceados) do sistema estatístico SAS, versão 9.1 (SAS Institute Inc., 2004).

3.3.4 Estimativa do DAP e da Biomassa

Para que estimar a biomassa lenhosa a partir do DAB de cada indivíduo, inicialmente foi necessário modelar o DAP (diâmetro a 1,30m de altura do solo), uma vez que a vegetação antes do corte não foi mensurada. Dessa forma, foram utilizados 928 pares de dados de DAB e DAP de uma vegetação similar próxima ao local de corte (mesma fazenda do PMFS). Para os indivíduos multifustes os DAP's foram obtidos por meio do diâmetro quadrático, mediante a seguinte equação:

$$d_j = \sqrt{\sum_{i=1}^n d_i^2} \quad (19)$$

Em que: d_j = diâmetro quadrático da árvore j e n = número de fustes da árvore j.

Para o ajuste dos modelos, tomou-se como base 10 modelos já testados em outras formações florestais por diversos autores (Tabela 4).

Tabela 4 – Modelos testados para estimativa de DAP's a partir dos DAB's encontrados no levantamento do plano de manejo florestal realizado na Fazenda Itapemirim, Floresta-PE.

Número	Equação	Autor(es)
1	$DAP = \beta_0 + \beta_1 * DAB_i$	SCOLFORO et al. (2008); NASCIMENTO et al. (2010)
2	$DAP_i = \beta_1 * DAB_i$	HORN; KELLER (1957)
3	$DAP = \beta_0 + \beta_1 * DAB_i + \beta_2 * DAB_i^2$	SCOLFORO et al. (2008)
4	$DAP_i = \beta_0 * DAB_i^{\beta_2}$	JOHNSON; WEIGEL (1990)
5	$\ln(DAP_i) = \beta_0 + \beta_1 * \ln(DAB_i) + \beta_2 * (\ln(DAB_i))^2$	GEHRING; PARK; DENICH (2008)
6	$DAP_i = \beta_0 + \beta_1 * (DAB_i)^{1/2} * \ln(DAB_i)$	NASCIMENTO et al. (2010)
7	$DAP_i = \beta_0 + \beta_1 * DAB_i * (\ln(DAB_i))^{-1}$	NASCIMENTO et al. (2010)
8	$DAP_i = \beta_0 + \beta_1 * (DAB_i)^{1/2}$	NASCIMENTO et al. (2010)
9	$DAP_i = \{\beta_0 + \beta_1 * [\ln(DAB_i)]^2\}^2$	NASCIMENTO et al. (2010)
10	$DAP_i = [\beta_0 + \beta_1 * \ln(DAB_i)]^2$	NASCIMENTO et al. (2010)

Em que: b_0, b_1, b_2 = coeficientes; DAP = diâmetro à altura do peito; DAB = diâmetro à altura da base.

Ajustados os modelos, foi feita a análise gráfica dos resíduos de modo a verificar a existência de tendenciosidade nas estimativas. O coeficiente de determinação ajustado ($R^2_{aj.}$), o erro padrão da estimativa (S_{YX}), o coeficiente de variação (CV%) e valor de F foram calculados para identificar o modelo que melhor se ajustou aos dados. Quanto mais próximo de 1 (um) for o valor do Coeficiente de Determinação, melhor será o ajuste da linha de regressão. As fórmulas para a obtenção de cada estatística estão descritas a seguir. As análises foram realizadas com auxílio do sistema estatístico SAS.

$$R^2_{aj.} = R^2 \left[\frac{K - 1}{N - K} \right] \cdot (1 - R^2) \quad (20)$$

$$S_{YX} = \sqrt{QMerro} \quad (21)$$

$$S_{YX}\% = \frac{S_{YX}}{\bar{Y}} \cdot 100 \quad (22)$$

Em que: K = número de coeficientes da equação; N = número de observações; QMerro = quadrado médio do erro obtido na análise de variância; \bar{Y} = média aritmética do CAP real.

Para os modelos logarítmicos e aritméticos foi utilizado o índice de Furnival

(IF) (SILVA; BAILEY, 1991) para correção do erro padrão da estimativa na escala original da variável dependente, para possibilitar a comparação entre ambos. Esse índice foi obtido pela seguinte fórmula:

$$IF = f'(DAP)^{-1} \exp\left(\frac{n-p}{2n}\right) * S_{YX} \quad (23)$$

Em que: $f'(DAP)^{-1}$ = derivada da variável dependente em relação ao DAP dos indivíduos; n = número de observações; p = número de parâmetros do modelo; S_{YX} = erro padrão da estimativa.

A partir do modelo selecionado foi feita a estimativa do DAP original, tomando como base o DAB das cepas deixadas em campo. De posse da reconstituição dos DAP's foi tomada uma equação já ajustada na literatura para estimar a biomassa florestal total existente na área anterior ao corte. A equação escolhida foi utilizada por Silva e Sampaio (2008) em duas áreas de Caatinga (sertão da Bahia e Pernambuco), em que para a vegetação foi encontrado um bom ajuste ($R^2=0,946$).

$$\text{Biomassa} = 0,2368 * DAP^{2,2219} \quad (24)$$

Em que: DAP = diâmetro a 1,30 m de altura do solo.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Estatística descritiva e suficiência amostral

Constatou-se que para todas as variáveis (Tabela 5), os coeficientes de variação (CV%) foram aceitáveis, com exceção do número de perfilhos sendo a estimativa com maior variabilidade na área com coeficiente de variação (CV) de 54,31%, considerado alto, porém, que pode ser aceitável quando se trata de uma floresta nativa, com uma grande variedade de espécies que apresentam diferentes capacidades de brotações.

Tabela 5 – Estatísticas descritivas e suficiência amostral para número de árvores por hectare, CAB das cepas, número de perfilhos por hectare, mortalidade de cepas por hectare encontradas no levantamento do plano de manejo florestal realizado na Fazenda Itapemirim, Floresta-PE.

	N.ha ⁻¹	CAB cepa	NºPERF	MORTALIDADE
Média	1618,06 ind.ha ⁻¹	23,45 cm	5944,5 ind.ha ⁻¹	437,5 ind.ha ⁻¹
Variância	375206,29 (ind.ha ⁻¹) ²	31,35 cm ²	10422908,5 (ind.ha ⁻¹) ²	37077,21 (ind.ha ⁻¹) ²
Variância da média	20844,79 (ind.ha ⁻¹) ²	1,74 cm ²	579050,47 (ind.ha ⁻¹) ²	2059,84 (ind.ha ⁻¹) ²
Desvio padrão	612,54 ind.ha ⁻¹	5,60 cm	3228,45 ind.ha ⁻¹	192,55 ind.ha ⁻¹
Erro padrão da média	144,38 ind.ha ⁻¹	1,32 cm	760,95 ind.ha ⁻¹	4,38 ind.ha ⁻¹
C.V (%)	37,86	23,88	54,31	44,01
N.U.A. E=20% (t=90% probabilidade)	12	6	22	15
E.A % (90% de Probabilidade)	15,52	9,79	22,27	18,05
I.C.	1618,06 ±251,16 ind.ha	23,45±2,30 cm	5944,45±1323,75 ind.ha ⁻¹	437,5±79 ind.ha ⁻¹

Em que: N = Número de indivíduos; CAB = Circunferência na altura da base; NºPERF = Número de perfilhos; C.V. = Coeficiente de variação; E = erro amostral admissível; t = valor tabelar do teste de Student a 10% de probabilidade; E.A. = Erro amostral; N.U.A. = Número de unidades amostrais necessárias e; I.C. = Intervalo de confiança.

A suficiência amostral é muito discutida por pesquisadores, pela necessidade de se alcançar uma boa estimativa de toda a variação das espécies, uma vez que se espera que a amostra represente toda a comunidade (ARAÚJO, SILVA, 2010a). No presente trabalho não se atingiu a suficiência amostral para a variável número de perfilhos, em que 22 parcelas seriam necessárias, para o limite de erro amostral adotado que foi de no máximo 20%. O erro amostral para o número de perfilhos por hectare foi de 22%, que apesar de maior que o admitido, além de se tratar de floresta natural, deve-se considerar que para um novo levantamento haveria custos que devem ser considerados em um inventário florestal, o tempo necessário e o principal que é o fato da perfilhação não ocorrer no mesmo período em que é feita a intervenção dificultando o controle da variável.

O tamanho da amostra de perfilhos é mais que três vezes superior ao do número de cepas, podendo ter sido a causa da variação. Para este estudo, o n.u.a adotado como representativo foi o de número de indivíduos por hectare (DA), já que para um levantamento fitossociológico as variáveis consideradas são o número de indivíduos e de espécies. O número de unidades amostrais lançadas no fragmento (18 parcelas) foi representativo para as demais variáveis, ficando abaixo do erro máximo estipulado.

4.2 Florística e fitossociologia

A composição florística do inventário do PMFS (Tabela 6) foi representada por oito famílias, 17 gêneros e 20 espécies, sendo as famílias mais representativas a Fabaceae (sete espécies) e Euphorbiaceae (seis espécies), e as espécies mais frequentes e abundantes foram a *Poincianella bracteosa* e a *Piptadenia moniliformes*.

Já a composição florística da área em estudo (Situação I, Tabela 7) foi representada por sete famílias, 16 gêneros e 18 espécies, sendo também as famílias mais representativas a Fabaceae e Euphorbiaceae, e a espécie mais frequente a *Poincianella bracteosa*, resultado semelhante aos encontrados por Ferraz et al. (2014), em áreas próximas a deste trabalho.

Foi observado que quatro espécies amostradas que estavam presentes no inventário do PMFS (*Cynophalla flexuosa*, *Cassia sp.*, *Piptadenia moniliformes*, *Rosmarinus officinalis*), não foram amostradas nas parcelas pós-corte (Situação I), podendo ser devido a localização da área, que foi próxima a estrada, pela amostra ter sido sistemática em apenas um talhão do PMFS ou pela presença de animais na fazenda desde a realização do inventário até a execução do PMFS. De modo geral, com o passar dos anos, desde o inventário do PMFS até o presente estudo (2015) a *Poincianella bracteosa* se manteve como a espécie de maior VI.

Tabela 6 – Estimativa dos parâmetros da estrutura horizontal do inventário florestal (cinco anos antes do corte do primeiro talhão) utilizado para realização do plano de manejo florestal realizado na Fazenda Itapemirim, Floresta - PE.

Família/Nome Científico	INVENTÁRIO FLORESTAL DO PLANO DE MANEJO DA FAZENDA ITAPEMRIM, FLORESTA-PE												
	N	U	AB	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	VC	VC (%)	VI	VI (%)
Anacardiaceae	6	3	0,0315	16,667	0,77	33,33	3,95	0,087	0,61	1,381	0,69	5,329	1,78
<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	4	2	0,0156	11,111	0,51	22,22	2,63	0,043	0,3	0,816	0,41	3,448	1,15
<i>Schinopsis brasiliensis</i> Engl.	2	1	0,0159	5,556	0,26	11,11	1,32	0,044	0,31	0,565	0,28	1,881	0,63
Apocynaceae	12	3	0,0865	33,333	1,54	33,33	3,95	0,24	1,68	3,224	1,61	7,172	2,39
<i>Aspidosperma pyrifolium</i> Mart.	12	3	0,0865	33,333	1,54	33,33	3,95	0,24	1,68	3,224	1,61	7,172	2,39
Burseraceae	36	6	0,8222	100	4,63	66,67	7,89	2,284	15,98	20,606	10,3	28,501	9,5
<i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J.B. Gillett	36	6	0,8222	100	4,63	66,67	7,89	2,284	15,98	20,606	10,3	28,501	9,5
Capparaceae	1	1	0,0007	2,778	0,13	11,11	1,32	0,002	0,01	0,142	0,07	1,458	0,49
<i>Cynophalla flexuosa</i> (L.) J. Presl.	1	1	0,0007	2,778	0,13	11,11	1,32	0,002	0,01	0,142	0,07	1,458	0,49
Combretaceae	17	2	0,0126	47,222	2,19	22,22	2,63	0,035	0,24	2,429	1,21	5,061	1,69
<i>Thiloa glaucocarpa</i> (Mart.) Eichl.	17	2	0,0126	47,222	2,19	22,22	2,63	0,035	0,24	2,429	1,21	5,061	1,69
Euphorbiaceae	184	36	0,7994	511,11	23,65	400	47,37	2,22	15,53	39,186	19,6	86,556	28,85
<i>Cnidoscolus bahianus</i> (Ule) Pax & K. Hoffm.	8	4	0,0489	22,222	1,03	44,44	5,26	0,136	0,95	1,978	0,99	7,241	2,41
<i>Cnidoscolus quercifolius</i> Pohl	13	4	0,2519	36,111	1,67	44,44	5,26	0,7	4,89	6,566	3,28	11,829	3,94
<i>Croton rhamnifolius</i> H. B. K.	55	5	0,0353	152,778	7,07	55,56	6,58	0,098	0,69	7,756	3,88	14,335	4,78
<i>Jatropha mollissima</i> Muell. Arg.	39	8	0,052	108,333	5,01	88,89	10,53	0,144	1,01	6,023	3,01	16,55	5,52
<i>Manihot carthaginensis</i> subsp. <i>glaziovii</i> (Müll.Arg.) Allem	48	7	0,1524	133,333	6,17	77,78	9,21	0,423	2,96	9,132	4,57	18,343	6,11
<i>Sapium lanceolatum</i> (Müll. Arg.) Huber	21	8	0,2589	58,333	2,7	88,89	10,53	0,719	5,03	7,731	3,87	18,258	6,09
Fabaceae	521	24	3,3921	1447,222	66,96	266,66	31,58	9,422	65,92	132,886	66,45	164,466	54,82
<i>Bauhinia cheilanta</i> (Bong). Steud.	8	2	0,0033	22,222	1,03	22,22	2,63	0,009	0,06	1,092	0,55	3,724	1,24
<i>Cassia</i> sp.	6	2	0,0068	16,667	0,77	22,22	2,63	0,019	0,13	0,902	0,45	3,534	1,18
<i>Mimosa ophthalmocentra</i> Mart. ex Benth.	34	3	0,2255	94,444	4,37	33,33	3,95	0,626	4,38	8,752	4,38	12,699	4,23
<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.	24	2	0,1678	66,667	3,08	22,22	2,63	0,466	3,26	6,346	3,17	8,978	2,99
<i>Piptadenia moniliformes</i> Benth	204	5	1,2447	566,667	26,22	55,56	6,58	3,458	24,19	50,411	25,21	56,99	19
<i>Piptadenia stipulacea</i> (Benth.) Ducke	8	1	0,0045	22,222	1,03	11,11	1,32	0,012	0,09	1,115	0,56	2,431	0,81
<i>Poincianella bracteosa</i> (Tul.) L.P. Queiroz	237	9	1,7395	658,333	30,46	100	11,84	4,832	33,81	64,268	32,13	76,11	25,37
Lamiaceae	1	1	0,0007	2,778	0,13	11,11	1,32	0,002	0,01	0,142	0,07	1,458	0,49
<i>Rosmarinus officinalis</i> L.	1	1	0,0007	2,778	0,13	11,11	1,32	0,002	0,01	0,142	0,07	1,458	0,49
TOTAL	778	9	5,1457	2161,111	100	844,44	100	14,294	100	200	100	300	100

Em que: N= Número de indivíduos; U= Número de parcelas em que a espécie aparece; AB= Área basal (m²/ha); DA= Densidade absoluta (N/ha); DR = Densidade relativa; FA= Frequência absoluta; FR= Frequência relativa; DoA= Dominância absoluta(m²/ha); DoR = Dominância relativa; VC = Valor de cobertura e VI = Valor de importância.

A *Poincianella bracteosa*, conhecida popularmente como catingueira continuou sendo a espécie mais frequente na área, tanto no inventário do PMFS, como na situação 1 (cepas vivas, cepas mortas e remanescentes) e na situação 2 (perfilhos e remanescentes). A catingueira predominou na área com 726 indivíduos e em área basal, apresentando $3,60 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$, área basal três vezes maior que a segunda colocada, que foi a *Commiphora leptophloeos* (Mart.) J.B. Gillett (Tabela 7). A espécie apresentou boa capacidade de rebrota, conseguindo manter a dominância da área mesmo após o corte (situação 2) devido a quantidade de perfilhos emitidos, característica que já fora observada por Queiroz (2009), afirmando que é uma espécie típica da Caatinga e boa colonizadora de áreas degradadas. Inclusive foi observado em campo que os perfilhos com 2 anos já frutificavam e dispersavam sementes. Alves Junior (2010) e Ferraz et al. (2014), com trabalhos realizados na área também encontraram a *Poincianella bracteosa* como espécie dominante. Souza (2012), por sua vez, estudando uma vegetação de Caatinga no sertão paraibano, em uma área de intensa degradação também encontrou a *Poincianella bracteosa* como espécie dominante.

Araújo e Silva (2010a) em um experimento da Rede de Manejo Florestal da Caatinga, avaliando a intervenção de corte seletivo e corte raso, observaram que independente da intervenção, as espécies mais abundantes eram catingueira e as juremas. Resultado similar foi encontrado neste trabalho para a *Poincianella bracteosa*, porém, a *Mimosa tenuiflora* e a *Mimosa ophthalmocentra* sofreram drástica redução em seus parâmetros fitossociológicos, da situação 1 para a situação 2, devido a alta mortalidade (Tabela 7 e 8).

Os valores de cobertura encontrados para a *Poincianella bracteosa* foram os maiores e se mantiveram estáveis em ambas situações estudadas, já a *Mimosa tenuiflora*, sofreu drástica redução devido a alta mortalidade, passando de 10,51% para 0,46%, confirmando o que fora observado em campo, que os indivíduos dessa espécie, em condições locais, não respondem bem à intervenção antrópica. Observou-se também, que a espécie *Aspidosperma pyriformium*, foi a que teve o segundo maior valor de cobertura na situação 2, confirmando que ela dispõe quantidade superior de perfilhos por cepa, se comparada com as demais espécies, característica também observada na espécie *Cnidocollus quercifolius*.

Tabela 7 – Estimativa dos parâmetros da estrutura horizontal para situação 1: cepas vivas, cepas mortas e remanescentes de uma área submetida a um plano de manejo florestal sustentável realizado na Fazenda Itapemirim, Floresta - PE.

Família/Nome Científico	SITUAÇÃO 1 (CEPAS VIVAS + CEPAS MORTAS + REMANESCENTES)												
	N	U	AB	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	VC	VC (%)	VI	VI (%)
Anacardiaceae	8	4	0,1378	11,112	0,6	22,22	2,76	0,191	1,75	2,339	1,17	5,098	1,7
<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	4	2	0,026	5,556	0,3	11,11	1,38	0,036	0,33	0,625	0,31	2,005	0,67
<i>Schinopsis brasiliensis</i> Engl.	4	2	0,1118	5,556	0,3	11,11	1,38	0,155	1,42	1,714	0,86	3,093	1,03
Apocynaceae	74	10	0,5528	102,778	5,47	55,56	6,9	0,768	7,02	12,486	6,24	19,382	6,46
<i>Aspidosperma pyriforme</i> Mart.	74	10	0,5528	102,778	5,47	55,56	6,9	0,768	7,02	12,486	6,24	19,382	6,46
Burseraceae	55	15	1,1533	76,389	4,07	83,33	10,34	1,602	14,64	18,703	9,35	29,047	9,68
<i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J.B. Gillett	55	15	1,1533	76,389	4,07	83,33	10,34	1,602	14,64	18,703	9,35	29,047	9,68
Combretaceae	101	10	0,0504	140,278	7,46	55,56	6,9	0,07	0,64	8,104	4,05	15,001	5
<i>Thiloa glaucocarpa</i> (Mart.) Eichl.	101	10	0,0504	140,278	7,46	55,56	6,9	0,07	0,64	8,104	4,05	15,001	5
Euphorbiaceae	141	41	0,5823	195,834	10,42	227,78	28,29	0,81	7,38	17,811	8,9	46,088	15,36
<i>Cnidoscopus bahianus</i> (Ule) Pax & K. Hoffm.	3	2	0,0017	4,167	0,22	11,11	1,38	0,002	0,02	0,244	0,12	1,623	0,54
<i>Cnidoscopus quercifolius</i> Pohl	35	11	0,2373	48,611	2,59	61,11	7,59	0,33	3,01	5,598	2,8	13,185	4,39
<i>Croton rhamnifolius</i> H. B. K.	1	1	0,0011	1,389	0,07	5,56	0,69	0,002	0,01	0,088	0,04	0,778	0,26
<i>Jatropha mollissima</i> Muell. Arg.	47	9	0,0322	65,278	3,47	50	6,21	0,045	0,41	3,882	1,94	10,089	3,36
<i>Manihot carthaginensis</i> subsp. <i>glaziovii</i> (Müll.Arg.) Allem	35	11	0,0885	48,611	2,59	61,11	7,59	0,123	1,12	3,71	1,86	11,296	3,77
<i>Sapium lanceolatum</i> (Müll. Arg.) Huber	20	7	0,2215	27,778	1,48	38,89	4,83	0,308	2,81	4,289	2,14	9,117	3,04
Fabaceae	969	63	5,3781	1345,833	71,62	350	43,44	7,471	68,25	139,874	69,93	183,323	61,13
<i>Bauhinia cheilanta</i> (Bong). Steud.	28	3	0,056	38,889	2,07	16,67	2,07	0,078	0,71	2,78	1,39	4,849	1,62
<i>Erythrostemon calycina</i> (Benth.) L.P. Queiroz	5	2	0,0029	6,944	0,37	11,11	1,38	0,004	0,04	0,407	0,2	1,786	0,6
<i>Mimosa ophthalmocentra</i> Mart. ex Benth.	73	15	0,4447	101,389	5,4	83,33	10,34	0,618	5,64	11,04	5,52	21,385	7,13
<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.	103	15	1,0568	143,056	7,61	83,33	10,34	1,468	13,41	21,024	10,51	31,369	10,46
<i>Piptadenia stipulacea</i> (Benth.) Ducke	34	10	0,2151	47,222	2,51	55,56	6,9	0,299	2,73	5,242	2,62	12,139	4,05
<i>Poincianella bracteosa</i> (Tul.) L.P. Queiroz	726	18	3,6026	1008,333	53,66	100	12,41	5,004	45,72	99,381	49,69	111,795	37,27
Malvaceae	5	2	0,0246	6,944	0,37	11,11	1,38	0,034	0,31	0,681	0,34	2,061	0,69
<i>Pseudobombax marginatum</i> (St. Hill) Rob	5	2	0,0246	6,944	0,37	11,11	1,38	0,034	0,31	0,681	0,34	2,061	0,69
TOTAL	1353	18	7,8793	1879,167	100	805,56	100	10,944	100	200	100	300	100

Em que: N=Número de indivíduos; U=Número de parcelas em que a espécie aparece; AB=Área basal (m²/ha); DA= Densidade absoluta (N/ha); DR = Densidade relativa; FA= Frequência absoluta; FR= Frequência relativa; DoA= Dominância absoluta(m²/ha); DoR = Dominância relativa; VC = Valor de cobertura e VI = Valor de importância.

Tabela 8 – Estimativa dos parâmetros da estrutura horizontal para situação 2: perfilhos e remanescentes de uma área submetida a um plano de manejo florestal sustentável realizado na Fazenda Itapemirim, Floresta - PE.

Família/Nome Científico	SITUAÇÃO 2 (PERFILHOS + REMANESCENTES)													
	N	U	AB	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	VC	VC (%)	VI	VI (%)	
Anacardiaceae	8	4	0,1378	11,112	0,18	22,22	4,94	0,191	20,8	20,983	10,49	25,921	8,64	
<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	4	2	0,026	5,556	0,09	11,11	2,47	0,036	3,92	4,014	2,01	6,483	2,16	
<i>Schinopsis brasiliensis</i> Engl.	4	2	0,1118	5,556	0,09	11,11	2,47	0,155	16,88	16,969	8,48	19,438	6,48	
Apocynaceae	656	9	0,0402	911,111	14,74	50	11,11	0,056	6,06	20,809	10,4	31,921	10,64	
<i>Aspidosperma pyrifolium</i> Mart.	656	9	0,0402	911,111	14,74	50	11,11	0,056	6,06	20,809	10,4	31,921	10,64	
Burseraceae	36	7	0,1263	50	0,81	38,89	8,64	0,175	19,07	19,878	9,94	28,52	9,51	
<i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J.B. Gillett	36	7	0,1263	50	0,81	38,89	8,64	0,175	19,07	19,878	9,94	28,52	9,51	
Combretaceae	36	4	0,0071	50	0,81	22,22	4,94	0,01	1,08	1,888	0,94	6,826	2,28	
<i>Thiloa glaucocarpa</i> (Mart.) Eichl.	36	4	0,0071	50	0,81	22,22	4,94	0,01	1,08	1,888	0,94	6,826	2,28	
Euphorbiaceae	175	29	0,0861	243,056	3,94	161,11	35,81	0,12	12,99	16,918	8,46	52,72	17,57	
<i>Cnidoscolus bahianus</i> (Ule) Pax & K. Hoffm.	11	2	0,0013	15,278	0,25	11,11	2,47	0,002	0,2	0,443	0,22	2,912	0,97	
<i>Cnidoscolus quercifolius</i> Pohl	90	10	0,0557	125	2,02	55,56	12,35	0,077	8,41	10,429	5,21	22,774	7,59	
<i>Jatropha mollissima</i> Muell. Arg.	43	9	0,0251	59,722	0,97	50	11,11	0,035	3,78	4,751	2,38	15,862	5,29	
<i>Manihot carthaginensis</i> subsp. <i>glaziovii</i> (Müll.Arg.) Allem	31	8	0,004	43,056	0,7	44,44	9,88	0,006	0,6	1,295	0,65	11,172	3,72	
Fabaceae	3534	27	0,2615	4908,333	79,42	150,01	33,32	0,362	39,51	118,939	59,46	152,272	50,75	
<i>Bauhinia cheilanta</i> (Bong). Steud.	2	2	0,0008	2,778	0,04	11,11	2,47	0,001	0,12	0,165	0,08	2,634	0,88	
<i>Erythrostemon calycina</i> (Benth.) L.P. Queiroz	5	1	0,0003	6,944	0,11	5,56	1,23	0	0,05	0,159	0,08	1,394	0,46	
<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir.	24	5	0,0024	33,333	0,54	27,78	6,17	0,003	0,37	0,909	0,45	7,082	2,36	
<i>Piptadenia stipulacea</i> (Benth.) Ducke	1	1	0	1,389	0,02	5,56	1,23	0	0	0,024	0,01	1,258	0,42	
<i>Poincianella bracteosa</i> (Tul.) L.P. Queiroz	3502	18	0,258	4863,889	78,71	100	22,22	0,358	38,97	117,682	58,84	139,904	46,63	
Malvaceae	4	1	0,0033	5,556	0,09	5,56	1,23	0,005	0,49	0,585	0,29	1,819	0,61	
<i>Pseudobombax marginatum</i> (St. Hill) Rob	4	1	0,0033	5,556	0,09	5,56	1,23	0,005	0,49	0,585	0,29	1,819	0,61	
TOTAL	4449	18	0,6622	6179,167	100	450	100	0,92	100	200	100	300	100	

Em que: N=Número de indivíduos; U=Número de parcelas em que a espécie aparece; AB=Área basal (m²/ha); DA= Densidade absoluta (N/ha); DR = Densidade relativa; FA= Frequência absoluta; FR= Frequência relativa; DoA= Dominância absoluta(m²/ha); DoR = Dominância relativa; VC = Valor de cobertura e VI = Valor de importância.

As espécies de maiores valores de importância (VI) após a rebrota (situação 2) foram *Poincianella bracteosa*, *Aspidosperma pyriforme* e *Commiphora leptophloeos*, com 46,63%, 10,64% e 9,51% respectivamente, somando mais de 70% dos indivíduos amostrados.

Após a intervenção (situação II), a *Aspidosperma pyriforme* foi encontrada como a segunda espécie de maior VI, devendo essa característica ser observada a longo prazo, uma vez que Araújo e Silva (2010a), após acompanhar o crescimento de uma vegetação de Caatinga, 20 anos após intervenção (corte seletivo e corte raso), não encontrou mais a espécie na área, apesar de ter ocorrido em levantamentos anteriores, podendo então ser sugerido o manejo dos perfilhos para esta espécie, com objetivo de diminuir o gasto energético evitando a mortalidade devido, possivelmente, às restrições nutricionais e hídricas.

A densidade média das plantas na área estudada (Situação I) passou de 1879,79 ind.ha⁻¹, dado este similar ao encontrado por Rodal et al. (2008) que também realizou levantamentos na mesma região, para 6179,17 ind.ha⁻¹ (Situação II); valores bem superiores ao encontrado por Ferraz (2011), que encontrou 781 ind.ha⁻¹ em um estudo realizado na mesma fazenda, com a vegetação arbustivo-arbórea, em pousio há 22 anos, após retirada total da vegetação. Este dado confirma que com o passar do tempo a vegetação poderá sofrer drástica diminuição da população devido ao auto desbaste e as condições climática e antrópicas, uma vez que para todos os fustes sobreviverem há uma maior demanda nutricional.

De acordo com os índices de diversidade calculados (Tabela 9), constatou-se que o de Shannon (H') encontrado para a situação anterior ao corte (PMFS) foi de 2,16 nats.ind⁻¹ e na área estudada após a rebrota o índice de diversidade de Shannon diminuiu de 1,81 nats.ind⁻¹ para 0,78 nats.ind⁻¹, havendo inclusive a perda de três espécies na área devido a alta mortalidade. Essa diminuição pode ter ocorrido também devido a uma maior dominância da *Poincianella bracteosa*, se comparada com as demais após o corte.

Dado divergente foi encontrado por Araújo e Silva (2010b), que ao estudar duas áreas de Caatinga localizadas no município de Serra Negra, estado do Rio Grande do Norte, submetidas a diferentes tratamentos: corte seletivo, corte raso (CR), CR com queima e CR com queima e destoca; verificaram que houve aumento da diversidade após 15 anos da intervenção, independente do tratamento adotado, não havendo desaparecimento de espécies. Os autores ressaltam ainda que a

dispersão de sementes pela fauna e a regeneração natural do banco de sementes podem ter auxiliado o enriquecimento, fato que também pode vir a ocorrer na área em estudo, uma vez que a abertura de espaços tende a favorecer o surgimento de novas espécies pela recolonização natural da vegetação, considerando-se que a avaliação presente foi realizada apenas após dois anos.

Tabela 9 – Estimativas do índice de diversidade de Shannon (H'), da Dominância de Simpson (C), da equabilidade de Pielou (J') e do Coeficiente de Mistura de Jentsch (QM) para as ocasiões do inventário florestal (cinco anos antes do corte do primeiro talhão), pré-corte e dois anos pós-corte na Fazenda Itapemirim, Floresta - PE.

Ocasões	N	S	H'	C	J	QM
Inventário do PMFS	778	20	2,16	0,82	0,72	1:38,90
Situação I (Cepas Vivas + Cepas Mortas + Remanescentes)	1353	18	1,81	0,69	0,63	1 : 75,2
Situação II (Perflhos + Remanescentes)	4449	15	0,78	0,36	0,29	1 : 296,6

Em que: PMFS = Plano de manejo florestal sustentado; N = Número de indivíduos; S = Número de espécies.

Em trabalho realizado por Alves et al. (2010) também em Caatinga, em que foi avaliada a regeneração natural, o índice de Shannon estimado foi de $0,84 \text{ nats.ind}^{-1}$, aproximando-se do valor da Situação II. Os autores consideraram o valor baixo, quando comparado a outras fisionomias de Caatinga, podendo estar ligado à característica natural do ambiente local, as contínuas intervenções antrópicas, ao tempo de pousio e a prática não controlada de pastejo extensivo por caprinos nessas áreas.

Ferraz (2010), estudando também uma área próxima encontrou $2,097 \text{ nats.ind}^{-1}$, valor que se aproxima do resultado encontrado para o PMFS. Normalmente são encontrados valores que variam de 1,10 a $3,09 \text{ nats.ind}^{-1}$, porém, deve-se considerar que esses trabalhos foram realizados em áreas submetidas à intervenção antrópica (ANDRADE, et al., 2005; CALIXTO; DRUMOND, 2011), além de diferenças metodológicas, especialmente, quanto a intensidade amostral e nível de inclusão de indivíduos utilizados nos levantamentos.

Quanto a Dominância de Simpson, percebe-se que os valores encontrados diminuiram a medida que a intervenção foi realizada, isto significa que houve aumento de diversidade, o que não ocorre, podendo tal resultado estar relacionado ao fato de que as amostras (quantidade de perfilhos e cepas) serem diferentes, uma vez que o Índice de Shannon é sensível ao tamanho da amostra e que o resultado mostra diminuição da diversidade (LIMA et al., 2013).

Os valores encontrados para a Equabilidade de Pielou confirmam o fato de que poucas espécies predominaram na área, tanto antes como depois do corte raso, dado similar foi encontrado por Ferraz (2010), que trabalhou próximo a área, confirmando que há forte dominância ecológica por parte da *Poincianella bracteosa*. Alves Junior et al. (2013), estudando regeneração natural da Caatinga na mesma área encontrou um resultado de 0,71, dado similar a encontrado no PMFS e na Situação 1, não sendo comparada a Situação 2 pois o presente estudo se baseia em apenas dois anos após o corte, tornando qualquer conclusão prematura para a situação.

Para o Coeficiente de Mistura de Jentsch foi confirmado o que já fora mencionado nos índices anteriores, em que ao analisar a diversidade da floresta pós-intervenção, a diversidade diminuiu, em que após 296,6 indivíduos ocorreu uma espécie nova e antes da intervenção a cada 75,2 indivíduos, uma nova espécie surgia.

4.3 Mortalidade das cepas

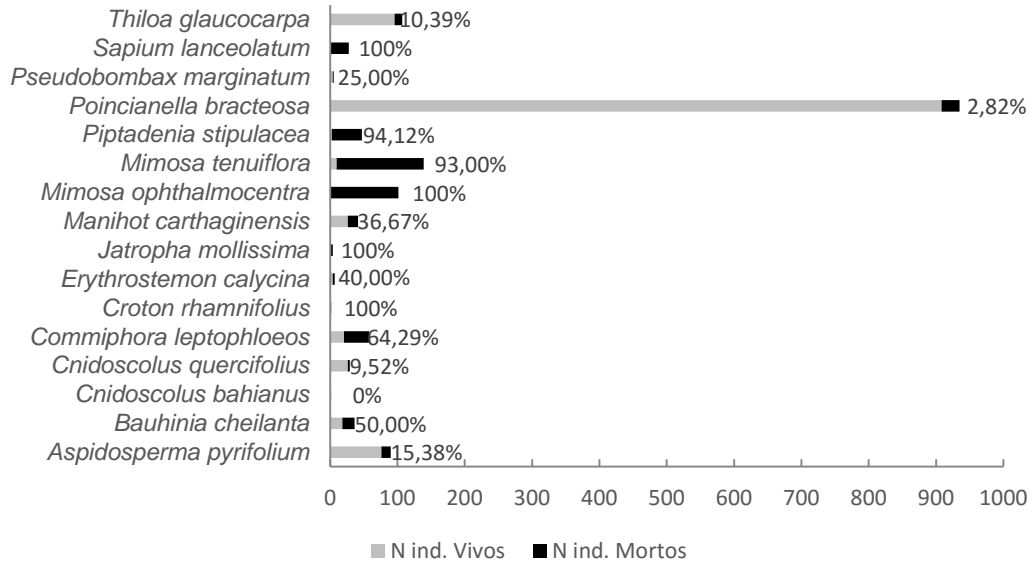
A *Poincianella bracteosa*, espécie de maior VI, apresentou baixa mortalidade quando submetida ao corte raso. Constatou-se que *Mimosa ophtalmocentra* e a *Mimosa tenuiflora* são espécies pouco resistentes ao corte, uma vez que em condições locais, não foi encontrada nenhuma cepa viva de *M. ophtalmocentra*; para a *M. tenuiflora* foram identificadas apenas sete cepas vivas, que é pouco se comparado com a quantidade de cepas mortas, que foram 93 (Figura 3).

Os dados encontrados para *Mimosa tenuiflora* (93%), confirmam o que relataram Figueirôa et al. (2006), em condições climatológicas semelhantes, que a intervenção de corte raso, tem efeito negativo na sobrevivência da espécie, principalmente se o corte foi realizado na estação chuvosa, embora hajam literaturas que indicam a espécie para rebaixamento para produção de forragem (SILVA et al., 2007; ARAÚJO FILHO, 2013).

As espécies *Jatropha molíssima* e *Sapium lanceolatum*, ambas Euphorbiaceae e lactescentes, apesar de pouco frequentes apresentaram 100% de mortalidade, isso porque pode haver uma maior necessidade hídrica e nutricional das mesmas já que esta fora reduzida após o corte e por se tratar de um solo de semiárido não há umidade suficiente para suprir a necessidade das mesmas. Nesse

sentido, Souza et al. (1991) estudando Eucaliptos afirmam que a umidade do solo é um dos principais fatores envolvidos na capacidade de rebrota de cepas.

Figura 3 – Número absoluto e porcentagem de cepas mortas e vivas por espécie, por meio de levantamento no primeiro talhão do plano de manejo florestal, dois anos após o corte realizado na Fazenda Itapemirim, Floresta - PE.



A *Mimosa ophthalmocentra* se destacou das demais por sua mortalidade (100%), considerando que era a 5ª espécie de maior ocorrência na área antes do manejo. Tal resultado pode estar relacionado a não capacidade de rebrota em condições de restrição hídrica ou a não resistência ao corte raso, isto porque além de não ter sido encontrada cepa viva, também não foram encontrados indivíduos remanescentes (ingressos entre o período de corte e a primeira medição) no levantamento. Camargo-Ricalde (2000), contrariando o que fora observado, caracterizou como oportunista e secundária, de fácil estabelecimento em áreas antropizadas, além de apresentar uma grande amplitude de tolerância aos diferentes parâmetros físico-químicos do solo. No entanto, vale ressaltar que o período em que foi realizado o presente estudo foi de seca severa e, assim, deve-se avaliar com parcimônia os resultados do presente trabalho.

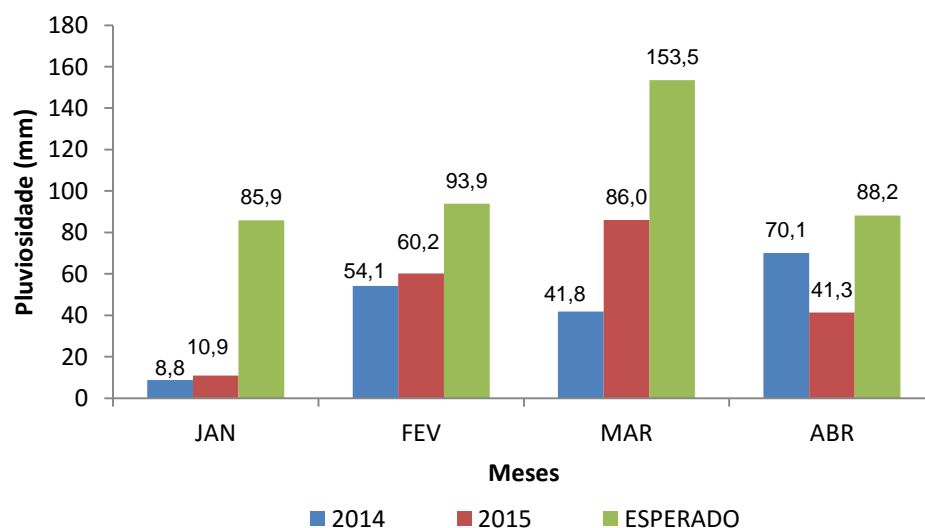
Além da falta de capacidade de resiliência ao corte raso, o resultado da *Mimosa ophthalmocentra* também pode ter sido influenciado pela presença animal (caprinos e bovinos) em pastejo não controlado, logo após as chuvas afetando diretamente as plantas regenerantes, característica já identificada por Vilar (2006) estudando *Prosopis juliflora*. Além disso, no corte realizado não houve controle quanto à altura de cepa remanescente, o que segundo Scolforo et al. (2008) tocos

mais altos estão susceptíveis a maiores danos causados por animais e pela própria atividade de exploração, uma vez que as brotações ocorrem próximas à região de corte, a qual fica mais sujeita ao dessecamento e, conseqüentemente, a brotação não ocorre ou ocorre com dificuldade.

O déficit hídrico também pode ter comprometido a sobrevivência das cepas, devido os dois anos seguintes ao corte terem sido anos em que no período das chuvas, de janeiro a abril, houve déficit pluviométrico, em que foram caracterizados como meses secos ou muito secos pela Agência Pernambucana de Água e Clima (APAC, 2015). As médias pluviométricas obtidas para os anos de 2014 e 2015 (anos subsequentes ao corte) e para os meses em que as chuvas estão concentradas na região demonstram que em nenhum mês as chuvas alcançaram a média esperada (Figura 4).

Tewari et al. (2004) enfatizam que variações climáticas afetam diretamente a capacidade de rebrota e sua persistência em espécies lenhosas e Pimentel (2004) enfatiza que o estresse hídrico, neste caso por deficiência, provoca diferentes respostas a diferentes espécies resultando em diversas conseqüências, que necessitam ser investigadas para que se possa manejar espécies de interesse.

Figura 4 – Precipitação mensal esperada e real (mm) para o Sertão do São Francisco nos anos 2014 e 2015.



Fonte: APAC (2015), adaptado.

Também se deve considerar o fato de que o déficit hídrico não está relacionado somente com a quantidade de chuvas, mas com a irregularidade e as

altas temperaturas associadas à alta intensidade luminosa, tornando a rebrota um meio de persistência das espécies. Perez-Harguindeguy et al. (2013), confirmaram que fenômenos como a seca por exemplo, podem comprometer o sucesso da rebrota.

Alta mortalidade de rebrota foi identificada em estudos em longo prazo de uma floresta tropical na ilha de Barro Colorado, localizada no Panamá, esclarecendo que a rebrota somente favorecerá a sucessão florestal, caso recupere seu estado reprodutivo, uma vez que persistência a longo prazo sem o recrutamento vai afetar a dinâmica da floresta (PACIOREK et al., 2000). Assim, os resultados do presente trabalho, apenas dois anos após a intervenção, devem ser interpretados com parcimônia, o que justifica pesquisa de longo prazo na área.

Ao total foram levantados 1175 indivíduos cortados em que desses foram encontradas 315 cepas mortas em uma área amostral de 0,72 hectares, apresentando assim uma mortalidade total de 26,8%. De um modo geral, a maioria das espécies conseguiu rebrotar, como já evidenciado por Everham e Brokaw (1995), que descobriram que a incidência de espécies brotando é maior em florestas tropicais (51,5%) do que em florestas temperadas (35,9%) e que o número de espécies resilientes tende a aumentar em florestas mais úmidas.

4.4 Rebrota por cepas e para *Poincianella bracteosa* e *Aspidosperma pyriformium*

A correlação existente entre a circunferência das cepas e a quantidade de perfilhos foi confirmada por meio da análise correlação de Pearson, analisada no geral, sem considerar as espécies, apresentando correlação positiva de 0,545 (Tabela 10), ou seja, quanto maior o CAB da cepa maior a quantidade de brotos emitidos (perfilhos). Também se obteve correlação positiva entre as médias de CAB de perfilhos e altura média dos perfilhos, indicando que quanto maior o CAB dos perfilhos maior foi a sua altura. A correlação entre o CAB e número de perfilhos pode ser justificada pela presença de gemas basais e adventícias existentes na região periférica do lenho auxiliando assim na rebrota (ARAÚJO FILHO, 2013).

Tabela 10 – Matriz de correlação de Pearson para circunferência na base (CAB cepa), altura de cepas (H cepa), número de perfilhos (NPerf), circunferência na base dos perfilhos (CABPerf) e altura dos perfilhos (HPerf) para todas as espécies encontradas no levantamento do plano de manejo florestal realizado na Fazenda Itapemirim, Floresta-PE.

Variáveis	CAB cepa	H cepa	NPerf	CABPerf	HPerf
CAB cepa	1,000000				
H cepa	-0,038468	1,000000			
NPerf	0,545510*	-0,107559	1,000000		
CABPerf	0,358434	-0,221258	0,246809	1,000000	
HPerf	0,350197	-0,234555	0,324953	0,805838*	1,000000

* Significativa pelo teste t ($P < 0,01$).

A correlação encontrada entre as variáveis CAB das cepas e o número de perfilhos, pode estar relacionada à reserva nutricional tanto nas cepas, quanto nas raízes, o que favorece a quantidade de carboidratos necessária a cada espécie para rebrotar. Nesse sentido, Bond e Midgley (2001), enfatizaram que plantas cortadas armazenam nutrientes para sobreviver à perturbações futuras, reduzindo inclusive a velocidade de crescimento da rebrota.

A partir das medições realizadas, também foi observado que a altura em que as cepas são cortadas, não foi padronizada, pode ter influenciado na rebrota das cepas. No entanto, neste caso observa-se que não houve correlação significativa (-0,107), o que pode estar associado ao pequeno período de avaliação no presente trabalho, bem como a seca mais severa.

A alta correlação observada entre a circunferência dos perfilhos e a altura dos perfilhos, é dado pela relação similar que se tem da correlação existente entre o CAP (circunferência altura do peito) e altura de indivíduos arbóreos. Tais variáveis são comumente utilizadas para cálculos de volume por apresentar boa correlação (MACHADO et al., 2008; LIMA, 2014).

É importante ressaltar que assim como foi identificado que houve diferença na capacidade de rebrota entre as espécies, também houve dentro de cada espécie, comportamento também observado por Bond e Midgley (2001), que relataram que plantas com características foliares semelhantes podem ter taxas de crescimento muito divergentes, dependendo das reservas alocadas para rebrota.

A variável resposta transformada do número de perfilhos de *Poincianella bracteosa* ($Y^{0,16}$) foi submetida a análise de variância, onde constatou-se que houve diferença no número de perfilhos em relação as classes de circunferência da cepa

(Prob.>F<0.0001) e não apresentando influência da altura do corte da cepa para a quantidade de perfilhos emitidos dessa espécie (Prob.>F=0,2734) (Tabela 11).

Tabela 11 - Análise de variância para número de perfilhos da *Poincianella bracteosa* (Tul.) L. P. Queiroz nas classes de CAB, de altura das cepas e interação encontradas no levantamento do plano de manejo florestal realizado na Fazenda Itapemirim, Floresta-PE.

	FV	GL	SQ	QM	F	Pr>F
Modelo		11	4,3367	0,3942	23,59	<.0001
Classe CAB		3	4,1585	1,3862	82,95	<.0001
Classe H Cepa		2	0,0434	0,0217	1,30	0.2734
Classe H Cepa x Classe CAB		6	0,1348	0,0225	1,34	0,2350
Resíduo		625	10,4442	0,0167		
TOTAL		636	14,7810			

O número de perfilhos nas classes de CAB teve suas médias discriminadas pelo teste de Tukey-Kramer (Tabela 12), onde se constatou que a *Poincianella bracteosa* emitiu uma maior quantidade de perfilhos quando o indivíduo apresentou circunferência maior que 30 cm, diferindo estatisticamente das demais classes.

Tabela 12 – Resultados do teste de Tukey-Kramer para as médias de CAB de cepas em classes em relação ao número de perfilhos por cepa de *Poincianella bracteosa* (Tul.) L. P. Queiroz encontradas no levantamento do plano de manejo florestal realizado na Fazenda Itapemirim, Floresta-PE.

Classes de CAB	Intervalo de classe (cm)	Nº de cepas	Mínimo de perfilhos	Máximo de perfilhos	Desvio Padrão	Média de perfilhos
I	0 I- 15	276	1	20	2,40	3,42 c
II	15 I- 30	232	1	18	3,27	5,63 b
III	30 I- 45	70	2	23	4,40	8,99 a
IV	≥ 45	59	1	29	6,37	9,63 a

Em que: Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey-Kramer, a 5% de probabilidade.

O INSA (2011) pesquisando a *Poincianella bracteosa* observou que a sua rebrota tende a atingir menor porte e maior quantidade fustes dependendo das condições físicas do ambiente e nível de perturbação, característica esta que já fora observada no que diz respeito a quantidade de perfilhos, sendo o porte uma característica a ser observada a longo prazo.

Para *Aspidosperma pyrifolium*, considerando a transformação logaritmo natural (devido a não normalidade dos dados) do número de perfilhos (ln NPerf), constatou-se que houve diferença no número de perfilhos em relação as classes de circunferência da cepa e não influência da altura do corte da cepa para a quantidade de perfilhos (Tabela 13).

Tabela 13 - Análise de variância para número de perfilhos da *Aspidosperma pyrifolium* Mart. classes de CAB, de altura da cepa e interação encontradas no levantamento do plano de manejo florestal realizado na Fazenda Itapemirim, Floresta-PE.

	FV	GL	SQ	QM	F	Pr > F
Modelo		11	14,25478798	1,29588982	4,94	<.0001
Classe CAB		3	13,09534385	4,36511462	16,66	<.0001
Classe H Cepa		2	0,10248056	0,05124028	0,20	0.8232
Classe H Cepa x Classe CAB		6	1,05696357	0,17616059	0,67	0.6726
Resíduo		39	10,22123048	0,26208283		
TOTAL		50	24.47601846			

Para *Aspidosperma pyrifolium*, constatou-se que ela também emite uma maior quantidade de perfilhos nas classes de CAB ≥ 30 cm (Tabela 14) e que classes menores que 15 cm apresentaram a menor emissão de perfilhos. Pode-se constatar também, de acordo com os dados e observações em campo e com as médias encontradas, que essa espécie mostrou maior desempenho quanto a rebrota, com elevado número de brotos por cepa.

Tabela 14 – Comparação de médias de CAB de cepas em classes em relação ao número de perfilhos por cepa de *Aspidosperma pyrifolium* Mart encontradas no levantamento do plano de manejo florestal realizado na Fazenda Itapemirim, Floresta-PE.

Classes de CAB	Intervalo de classe (cm)	Nº de cepas	Mínimo de perfilhos	Máximo de perfilhos	Desvio Padrão	Média de perfilhos
I	0 I- 15	10	3	11	2,59	4,60 c
II	15 I- 30	17	4	24	5,25	10,71 b
III	30 I- 45	19	7	55	10,73	15,32 ab
IV	≥ 45	5	12	37	10,40	25,80 a

Em que: Médias seguidas de mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey-Kramer, a 5% de probabilidade.

Em condições locais se constatou que a *Aspidosperma pyrifolium* rebrotou mais quando a circunferência da cepa foi maior que 30 cm, sendo uma característica a ser observada a longo prazo, para sugerir o corte seletivo, caso seja confirmada a sobrevivência da rebrota, considerando que há auto desbaste.

4.5 Reconstituição da biomassa original

Todas as equações ajustadas apresentaram um bom coeficiente de determinação (R^2_{aj}), variando de 0,8045 a 0,8955, sendo os maiores valores observados nas equações 4 e 5 (Tabela 15).

Tabela 15 – Estimadores dos parâmetros e medidas de precisão das equações ajustadas para estimar o CAP de árvores em função do CAB encontradas no levantamento do plano de manejo florestal realizado na Fazenda Itapemirim, Floresta-PE.

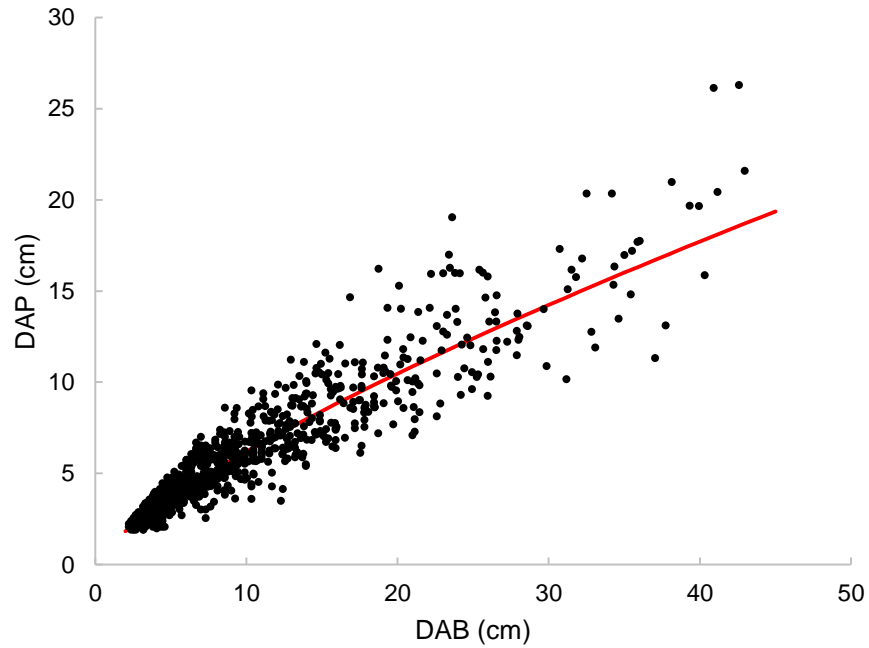
N	Coeficientes			$R^2_{Aj.}$	S_{YX}	$S_{YX}\%$	IF	F
	b_0	b_1	b_2					
1	1,54059	0,44831	-	0,8690	1,3266	21,95	2,1848	6149,1**
2	-	0,54569	-	0,8045	1,6204	26,82	2,6701	16718,5**
3	1,22488	0,50913	-0,00186	0,8706	1,3184	21,82	2,1702	3119,3**
4	0,07859	0,75778	-	0,8955	0,1754	10,66	1,4967	7947,7**
5	0,05790 ^{ns}	0,77880	-0,00481 ^{ns}	0,8954	0,1755	10,67	1,4967	3970,4**
6	1,09349	0,71947	-	0,8708	1,3176	21,81	2,1700	6246,4**
7	-2,41505	1,95786	-	0,8688	1,3276	21,97	2,1865	6139,0**
8	-3,42051	3,17293	-	0,8606	1,3683	22,64	2,2535	5724,9**
9	0,24618	1,01826	-	0,8503	1,4179	23,47	2,3352	11060,4**
10	1,36669	0,21279	-	0,8708	1,3172	21,80	2,1693	12890,3**

Sendo: b_0 , b_1 , b_2 = coeficientes; $R^2_{Aj.}$ = coeficiente de determinação ajustado; S_{YX} = erro padrão da estimativa; $S_{YX}\%$ = coeficiente de variação em %; IF = Índice de Furnival; F = valor de F da análise de variância; ** = significativo a 99 % de probabilidade.

Devido os coeficientes b_0 e b_2 da equação 5 terem sido não significativos e por ter apresentado um valor de F inferior se comparada a equação 4, essa equação não foi considerada como um bom estimador. A equação 4, apresentou um bom desempenho para estimativa do DAP, por ter explicado 89,55% da variação dos dados, assim como por ter apresentado o menor valor de IF (1,4967) e um alto valor de F, sendo então a equação selecionada.

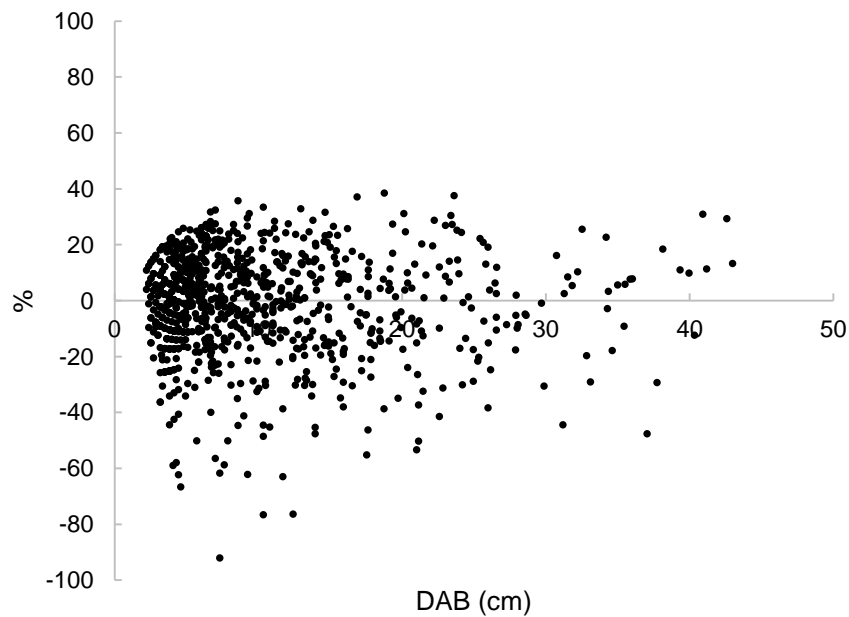
Os dados utilizados para modelagem estavam bem relacionados (Figura 5), uma vez que se pode observar uma tendência de maior DAP em função do DAB. Porém, observa-se que quanto maior o DAB, maior a variação do DAP, que pode ser explicado pelas diferentes espécies que apresentam formas e alturas de fustes distintos.

Figura 5 - Distribuição dos valores de DAP estimados em função do DAB de acordo com o modelo adotado (4) em uma área de Caatinga, Floresta - PE.



Foi observada uma distribuição uniforme dos resíduos do modelo adotado para estimação do DAP das árvores. Com alguns valores superestimando o DAP para as menores classes de DAB (Figura 6).

Figura 6 - Distribuição dos valores residuais percentuais do modelo adotado (4) em uma área de Caatinga, Floresta - PE.



Na reconstituição da biomassa a partir da equação de Silva e Sampaio (2005), observou-se uma grande variação na biomassa que deveria ter a vegetação no momento do corte em 2013, assumindo valores de 6381,25 kg ha⁻¹ a 28827,09 kg ha⁻¹, com média de 17186,16 kg ha⁻¹ (Tabela 16). Os dados encontrados não divergiram do encontrado por Lima Júnior et al. (2014) para a vegetação de Caatinga, no município de Petrolina, Pernambuco, sendo estimados valores de biomassa por equações alométricas entre 5930 e 60740 kg ha⁻¹.

Tabela 16 – Valores de biomassa estimados a partir da estimativa do DAP por parcela e por hectare.

Parcela	Nº ind.	Biomassa (kg/400 m ²)	Biomassa (kg/ha)
1	137	886,20	22154,92
2	85	1153,08	28827,09
3	68	916,61	22915,17
4	56	409,69	10242,19
5	35	423,25	10581,15
6	33	550,76	13769,06
7	45	452,26	11306,47
8	53	255,25	6381,25
9	109	856,92	21422,88
10	119	453,22	11330,41
11	43	480,53	12013,13
12	55	720,88	18022,10
13	83	844,29	21107,29
14	95	910,86	22771,44
15	78	1067,61	26690,13
16	75	732,47	18311,83
17	101	434,93	10873,33
18	56	825,24	20631,07
Média		12374,04	17186,16

Os resultados encontrados se assemelham também aos encontrados por Sampaio et al. (1998), estimando biomassa após corte e queima ou não em área de Caatinga, no município de Serra Talhada, também em Pernambuco, estimaram de 4000 kg.ha⁻¹ e 17000 kg.ha⁻¹, respectivamente, aos dois e aos seis anos. Já para área com apenas o corte, a biomassa foi de 7000 kg.ha⁻¹ aos dois anos e 30000 kg.ha⁻¹ aos 6 anos.

Silva (1998) pesquisando duas áreas de caatinga em Santa Luz, Bahia e Petrolina, Pernambuco, encontrou valores de biomassa total variando de 35000 a 156000 kg.ha⁻¹. Essa autora também estimou biomassas totais para 112 áreas de caatinga, observando valores entre 2000 a 156000 kg.ha⁻¹, e que para mais de 60% destas áreas não ultrapassou 20000 kg.ha⁻¹, como é o caso da área antropizada do presente em estudo. Vale ressaltar que para Sampaio e Freitas (2008), a biomassa

aérea em áreas de Caatinga é também uma consequência da disponibilidade hídrica em cada local, e na sua maioria a biomassa oscila de 30000 a 50000 kg ha⁻¹.

5 CONCLUSÕES

As espécies da Caatinga submetidas ao plano de manejo florestal sustentável na Fazenda Itapemirim, Floresta - PE, durante os dois anos de estudo, em sua maioria, conseguiram manter-se vivas e rebrotar, assegurando sua capacidade de resiliência à intervenção de corte raso, como também as adversidades climáticas.

A *Poincianella bracteosa*, *Aspidosperma pyrifolium* e *Cnidoscolus quercifolius*, apresentaram boa capacidade de rebrota, sendo elas dominantes tanto enquanto cepas como em perfilhos.

A diversidade florística da comunidade foi alterada quando comparada a estrutura da floresta antes e após o corte raso, havendo uma diminuição justificável pela comunidade ter sido submetida a intervenção de corte raso.

Houve correlação entre as variáveis, circunferência altura da base e número de perfilhos, comprovando que quanto maior a circunferência das cepas maior a rebrota. Para a *Poincianella bracteosa* e *Aspidosperma pyrifolium* quando a cepa apresentava CAB acima de 30 cm, maior era a quantidade de perfilhos emitidos. Estes dados podem ser utilizados para propor corte seletivo para estas espécies, uma vez que foram identificadas como resistentes à esse tipo de intervenção.

A reconstituição da composição florística e estrutura foi possível por meio da da florística e dos parâmetros fitossociológicos obtidos para a vegetação antes do corte e dois anos após ele (a partir das cepas deixadas em campo e indivíduos remanescentes) e sua comparação.

A reconstituição da biomassa existente na área antes do corte foi possível por meio da estimativa do DAP pelo DAB das cepas e de uma equação já ajustada de biomassa para a Caatinga, tomando como base o DAP. Desta forma, o modelo torna-se uma ferramenta eficaz para órgãos ambientais atuarem possíveis infrações no que diz respeito a supressão de vegetação ilegal.

RECOMENDAÇÕES

Uma alternativa viável para o PMFS em área de Caatinga seria a condução do crescimento e o desbaste de alguns perfilhos de modo a garantir o vigor e a sobrevivência de alguns fustes, pois a medida que a reserva nutricional é diminuída, se deve assegurar que a competição entre os perfilhos não afete sua sobrevivência.

REFERÊNCIAS

ABREU, J. C. **Modelagem de biomassa e de nutrientes de espécies da caatinga no município de Floresta-PE**. 2012. 111 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.

AIDE T. M. et al. Deforestation and reforestation of Latin America and the Caribbean (2001–2010). **Biotropica**, Lawrence-KS, v. 45, n. 2, p.262-271, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7429.2012.00908.x>>. Acesso em: 15 mar. 2016.

ALVES JÚNIOR, F. T. **Estrutura, biomassa e volumetria de uma área de Caatinga, Floresta, PE**. 2010. 123 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, 2010. Disponível em: <http://www.tede.ufrpe.br/tde_busca/arquivo.php?codArquivo=831>. Acesso em: 2 jun. 2015.

ALVES, L. S. et al. Regeneração natural em uma área de Caatinga situada no município de Pombal-PB – Brasil. **Revista Verde**, Mossoró, RN, v. 5, n. 2, p. 152-168, 2010.

ALVES; A. R. **Quantificação de biomassa e ciclagem de nutrientes em áreas de vegetação de caatinga no município de Floresta, Pernambuco**. 2011. 116 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.

ANDRADE, L. A. et al. Análise da cobertura de duas fitofisionomias de Caatinga, com diferentes históricos de uso, no município de São João do Cariri, estado da Paraíba. **Cerne**, Lavras, MG, v. 11, n. 3, p. 253-262, 2005.

APAC – Agência Pernambucana de Águas e Clima. **Boletim do clima: síntese climática, Recife-PE**, v. 2, n.3 ou 6, 2014.

APAC. **Boletim do clima: síntese climática**. 2015. Disponível em: <http://www.apac.pe.gov.br/arquivos_portal/boletins/Apac_Boletim_do_Clima_Marco_2015.pdf>. Acesso em: 5 jun. 2015.

APG III. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants. **Botanical Journal of the Linnean Society**, London, v. 161, n. 3, p. 105-121, 2009. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1111/j.1095-8339.2009.00996.x>> . Acesso em: 5 jun. 2015.

APNE. Estatística florestal da Caatinga, Natal, RN. 2008. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/publicacoes/biomas/category/61-caatinga?download=468:estatistica-florestal-da-caatinga>>. Acesso em: 5 mar. 2015.

APNE. **A APNE pesquisando a caatinga em prol da conservação e do manejo florestal sustentado**. 2013. Disponível em: <<http://www.plantasdonordeste.org/madeiras.pdf>>. Acesso em: 2 dez. 2015.

APPOLINÁRIO, F. **Metodologia da ciência: filosofia e prática da pesquisa**. São Paulo: Editora Thomson, 2006.

ARAÚJO FILHO, J. A. **Manejo pastoril sustentável da Caatinga**. Recife, PE: Projeto Dom Helder Camara, 2013.

ARAÚJO, L. V. C.; LEITE, J. A. N.; PAES, J. B. Estimativa da produção de biomassa de um povoamento de jurema-preta (*Mimosa tenuiflora* (Willd.) Poiret. com cinco anos de idade. **Biomassa & Energia**, Viçosa, MG, v. 1, n. 4, p. 347-352, 2004.

ARAÚJO, L. V. C.; SILVA, J. A. Unidade experimental Estação Ecológica do Seridó/RN. In: GARIGLIO, M. A. et al. (Org.). **Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da caatinga**. Brasília, DF: Serviço Florestal Brasileiro, 2010b. p. 215–228. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/sfb/arquivos/web_uso_sustentvel_e_conservao_dos_recursos_florestais_da_caatinga_95.pdf>. Acesso em: 5 maio 2016.

ARAÚJO, L. V. C.; SILVA, J. A. Unidade experimental Fazenda Belo Horizonte - Mossoró/RN. In: GARIGLIO, M. A. et al. (Org.). **Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da caatinga**. Brasília, DF: Serviço Florestal Brasileiro, 2010a. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/sfb/arquivos/web_uso_sustentvel_e_conservao_dos_recursos_florestais_da_caatinga_95.pdf>. Acesso em: 5 maio 2016.

ARAÚJO, T.; HIGUCHI, N.; CARVALHO JÚNIOR, J. A. Comparison of formulae for biomass content determination in a tropical rain forest site in the state of Pará, Brazil. **Forest and Ecology Management**, v. 117, n. 1/3, p. 43-52, 1999. Disponível em: <[http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127\(98\)00470-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00470-8)>. Acesso em: 24 jan. 2016.

BARRETO, T. N. A. **Dinâmica de espécies lenhosas em áreas de caatinga, Floresta-PE**. 2013. 55 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal Rural de Pernambuco. Disponível em:

<http://200.17.137.108/tde_busca/arquivo.php?codArquivo=1857>. Acesso em: 5 jan. 2015.

BAVA, J. O.; LOPEZ BERNAL, P. M. Predicción del diámetro a la altura de pecho en función de las dimensiones del tocón de árboles de lenga (*Nothofagus pumilio*) en Tierra del Fuego. **Quebracho- Revista de Ciencias Forestales**, n. 13, p. 87-92, 2006. Disponível em: <<http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=48101309>>. Acesso em: 25 maio 2016.

BOND, W. J.; MIDGLEY, J. J. Ecology of sprouting in woody plants: the persistence niche. **Trends in Ecology & Evolution**, v.16, n. 1, p.45-51, 2001. Disponível em: <[http://dx.doi.org/10.1016/S0169-5347\(00\)02033-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0169-5347(00)02033-4)>. Acesso em: 5 set. 2015.

BOX, G. E P.; COX, D. R. An analysis of transformations. **Journal of the Royal Statistical Society**, London, v. 26, n. 2, p. 211-252, 1964.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Mapas de cobertura vegetal dos biomas brasileiros** [2007]. Brasília, DF: MMA, 2007. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/portabio>>. Acesso em: 10 out. 2014.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Instrução Normativa**, nº 6 de 23 de setembro de 2008. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/recursosflorestais/wp-content/files/IN-MMA_06_2008.pdf>. Acesso em: 10 out. 2014.

BROWN, S. **Estimating biomass and biomass change of tropical forests: a primer**. Rome: FAO, 1997.

BYLIN, C. V. **Estimating d.b.h. from stump diameter for 15 southern species**. New Orleans: United States Department of Agriculture; Forest Service, 1982. 3 p. Disponível em: <http://www.srs.fs.usda.gov/pubs/rn/rn_so286.pdf>. Acesso em: 3 jun. 2016.

CALDEIRA, S. F. C.; CASTRO, C. K. C. Herbicidas e danos físicos em tocos de teca para controle de brotos após o desbaste. **Ciência Rural**, Santa Maria, RS, v. 42, n. 10, p. 1826-1832, 2012.

CALIXTO JUNIOR, J. T.; DRUMOND, M. A. Estrutura fitossociológica de um fragmento de Caatinga Sensus stricto 30 anos após corte Raso, Petrolina-PE, Brasil. **Revista Caatinga**, Mossoró, RN, v. 24, n. 2, p. 67-74, 2011.

CAMARGO-RICALDE, S. L. Descripción, distribución, anatomía, composición química y usos de *Mimosa tenuiflora* (Fabaceae-Mimosoideae) en México. **Revista de Biología Tropical**, San José, v.48, n.4, p. 1-23, 2000.

CARIOCA, J. O. B.; ARORA, H. L. **Biomassa**: fundamentos e aplicações tecnológicas. Fortaleza: UFC, 1984.

CARVALHO, J. O. P. **Dinâmica de florestas naturais e sua implicação para o manejo florestal**. Belém: Embrapa, 1997. (Documentos, 34).

CASTELLETTI, C. H. M. et al. Quanto ainda resta da Caatinga? uma estimativa preliminar. In: LEAL, I.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. (Ed.). **Ecologia e conservação da caatinga**. Recife: Editora Universitária da Universidade Federal de Pernambuco, 2003, p. 719-734.

CAVALCANTI, A. D. C. et al. Mudanças florísticas e estruturais após cinco anos em uma comunidade de Caatinga no estado de Pernambuco, Brasil. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 23, n. 4, p. 1210-1213, 2009.

CHIDUMAYO, E.; GUMBO D. (Ed.). **The dry forests and woodlands of Africa: managing for products and services**. London: Earthscan, 2010. Disponível em: <http://www.cifor.org/publications/pdf_files/Books/BGumbo1001.pdf>. Acesso em: 4 fev. 2016.

CLAY, J. W. et al. **Biodiversidade amazônica**: exemplos e estratégias de utilização. Manaus: Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia; SEBRAE, 2000.

COSTA, N. L. et al. Rendimento de forragem e morfogênese de *Axonopus aureus*, durante o período seco, nos cerrados de Roraima. **Revista Agro@ambiente Online**, Boa Vista, v. 6, n. 1, p. 59-66, 2012.

COUTO, L. C. et al. Vias de valorização energética da biomassa. **Biomassa & Energia**, Viçosa, MG, v. 1, n. 1, p. 71-92, 2004.

CORRAL-RIVAS, J. J. et al. Use of stump diameter to estimate diameter at breast height and tree volume for major pine species in El Salto Durango (Mexico). **Forestry**, v. 80, n. 1, p. 29-40, 2007. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1093/forestry/cpl048>>. Acesso em: 6 mar. 2016.

CPRH. Agência Estadual de Meio Ambiente. **Instrução Normativa CPRH n° 007/2006**. Disponível em: <<http://www.cprh.pe.gov.br/downloads/IN%20007%2006.doc>>. Acesso em: 6 mar. 2016.

CURTIS, R. O.; ARNEY, J. D. Estimating D.B.H. from stump diameters in second-growth do UGLAS-FIR. 1977. Disponível em: <http://www.fs.fed.us/pnw/olympia/silv/publications/opt/167_CurtisArney1977.pdf>. Acesso em: 30 maio 2016.

DECOURT, N. Remarques sur la relation entre les circonférences à hauteur d'homme et les circonférences à hauteur de souche dans les peuplements forestiers. **Revue Forestière Française**, v.16, n. 3, p. 216-224, 1964. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.4267/2042/24639>>. Acesso em: 4 jun. 2016.

DUARTE, J. C.; PINTO, P. A. Reconstituição do diâmetro à altura do peito a partir do diâmetro do cepo para as quercíneas protegidas. In: CONGRESSO FLORESTAL NACIONAL, 7., ano, Vila Real; Bragança. **Anais...** Vila Real: SPCF; UTAD, 2013. p. 91-106. Disponível em: <http://www.spcfloretais.pt/7cfn_livro_artigoscomunicacoes.pdf>. Acesso em: 31 maio 2016.

EMBRAPA. **Zoneamento agroecológico do estado de Pernambuco**. 2007. Disponível em: <<http://www.uep.cnps.embrapa.br/zape>>. Acesso em: 9 set. 2014.

EMPETUR. **Inventário do potencial turístico de Pernambuco**: floresta. Recife: EMPETUR, 1998.

ERCANLI, I.; GUNLU, A.; BASKENT, E. Z. Mixed effect models for predicting breast height diameter from stump diameter of Oriental beech in Göldag. **Scientia Agricola**, v. 72, n. 3, p. 245-251, may/june, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/0103-9016-2014-0225>>. Acesso em: 2 out. 2015.

EVERHAM, E. M.; BROKAW, N. V. L. Forest damage and recovery from catastrophic wind. **The Botanical Review**, v. 62, p. 113-185, 1996.

FABRICANTE, J. R. et al. Análise populacional de *Caesalpinia pyramidalis* Tul. (Fabaceae Lindl.) na Caatinga da região do Seridó nordestino. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 7, n. 3, p. 285-290, 2009. Disponível em: <<http://www.ufrgs.br/seerbio/ojs/index.php/rbb/article/view/1188/876>>. Acesso em: 21 maio 2016.

FAO. **Metodologia de casos exemplares para el fortalecimiento de politicas y programas de manejo florestal sostenible em America Latina y Caribe**. Módulo 2: Conceptos claves de Criterios e Indicadores de MFS - Principios ecológicos del MFS. Santiago: FAO - Núcleo de Capacitacion en Politicas Publicas, 2013.

FELFILI, J. M.; REZENDE, R. P. Conceitos e métodos em fitossociologia. **Comunicações Técnicas Florestais**, Brasília-DF, v. 5, n. 1, 2003.

FERRAZ, J. S. F. et al. Usos de especies leñosas de la caatinga del municipio de Floresta en Pernambuco, Brasil: conocimiento de los indios de la aldea Travessão do Ouro. **Bosque**, v. 33, n. 2, p. 183-190, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002012000200008>>. Acesso em: 21 maio 2016.

FERRAZ, J. S. F. et al. 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. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622014000600010>>. Acesso em: 1 maio 2016.

FERRAZ, J. S. F. **Análise da vegetação de caatinga arbustivo-arbórea em Floresta, PE, como subsídio ao manejo florestal**. 2011. 131 f. Tese (Doutorado em Ciências florestais) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.

FIGUEIRÔA, J. M. et al. Effects of cutting regimes in the dry and wet season on survival and sprouting of woody species from the semi-arid caatinga of northeast Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 229, n. 1/3, p. 294-303, 2006. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2006.04.008>>. Acesso em: 1 maio 2016.

FIGUEIRÔA, J. M. et al. Variações sazonais na sobrevivência e produção de biomassa de *Caesalpinia pyramidalis* Tul. após o corte raso e implicações para o manejo da espécie. **Revista Árvore**, v. 32, n. 6, p. 1041-1046, 2008. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S010067622008000600009>>. Acesso em: 1 maio 2016.

GARIGLIO, M. A. et al. **Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da Caatinga**. Brasília, DF: Serviço Florestal Brasileiro, 2010. 368 p.

GEHRING, C.; PARK, S.; DENICH, M. Close relationship between diameters at 30cm height and at breast height (DBH). **Acta Amazonica**, v. 38, n. 1, p. 71-76, 2008. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S0044-59672008000100008>>. Acesso em: 4 fev. 2016.

GENTRY, A. H. Changes in plant community diversity and floristic composition on environmental and geographical gradients. **Annals of the Missouri Botanical Garden**, v. 75, n. 1-34, 1988.

GILLESPIE, T. W. et al. Diversity, composition, and structure of tropical dry forests in Central America. **Plant Ecology**, Los Angeles - USA, v. 147, p. 37-47, 2000.

GILLESPIE, T. et al. The rarest and least protected forests in biodiversity hotspots. **Biodiversity and Conservation**, v. 21, n. 14, p. 3597-3611, 2012.

GOMES, A. G; VARRIALE, M. C. **Modelagem de ecossistemas**: uma introdução. 2. ed. Santa Maria, RS: Editora UFSM, 2004.

HANN, D. W. **Relationship of stump diameter to diameter at breast height for seven tree species in Arizona and New Mexico**. Ogden: United States Department of Agriculture; Forest Service; Intermountain Forest and Forest Experiment Station, 1976. 16 p. (Research Note, INT-212).

HIGUCHI, N. **A Inserção do amazonas no contexto da convenção do clima e protocolo de quioto**. 2001. Apontamentos Didáticos.

HINRICHS, R. A.; KLEINBACH, M. **Energia e meio ambiente**. 3. ed. norte-americana. São Paulo: Pioneira Thomson Learning, 2003. 543 p.

HORN, A.G.; KELLER, R.C. **Tree diameter at breast height in relation to stump diameter by species group**. St. Paul: United State Department of Agriculture; Forest Service; Lake States Forest Experiment Station, 1957. 2 p. (Forest Service Other-LS-507). Disponível em: http://www.nrs.fs.fed.us/pubs/misc/ls_technote_507.pdf>. Acesso em: 6 jun. 2016.

HOSOKAWA, R. T. Estrutura e manejo de floresta natural em regime de rendimento sustentado. **Curso de atualização em manejo florestal**. Curitiba: Associação Paranaense de Engenheiros Florestais, 1988.

IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**. 2. ed. Rio de Janeiro, RJ, 2012. 271 p. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br>>. Acesso em: 4 ago. 2014.
IBGE. **Vamos conhecer o Brasil**. Rio de Janeiro, RJ, 2015. Disponível em: <http://cod.ibge.gov.br/2128r>>. Acesso em: 26 fev. 2015.

INSTITUTO ALEXANDER VON HUMBOLDT. 1998. El Bosque seco Tropical en Colombia. In: **Chávez M and Arango N (Eds)**, Informe nacional sobre el estado de

la biodiversidad de Colombia, 1997. Ministerio del Medio Ambiente - Naciones Unidas, Bogotá.

INSTITUTO DE TECNOLOGIA DE PERNAMBUCO. **Climatologia**. Recife-PE, 2010.

KENNARD, D. K. et al. Effects of disturbance intensity on regeneration mechanisms in a tropical dry forest. **Forest Ecology and Management**, v. 162, p. 197-208, 2002.

ISKANDAR, H.; HUBBLE, D. L.; MACDICKEN, K. G. Estimating dbh of commercial trees from stump measurements in Malinau, East Kalimantan. **Journal of Tropical Forest Science**, v. 15, n. 3, p. 502-504, 2003. Disponível em: <<http://www.jstor.org/stable/23616451>>. Acesso em: 5 ago. 2015.

ITO, E. et al. estimate diameter at breast height from measurements of illegally logged stump in Cambodian Lowland dry evergreen forest. **JARQ**, v. 44, n. 4, p. 435-446, 2010. Disponível em: <https://www.j3.jstage.jst.go.jp/article/jarq/44/4/44_4_435/pdf>. Acesso em: 6 jun. 2016.

JOHNSON, P. S.; WEIGEL, D. R. Models for estimating DBH from stump diameter for southern Indiana oaks. **Northern Journal of Applied Forestry**, v. 7, n. 2, p. 79-81, 1990. Disponível em: <<http://www.ingentaconnect.com/content/saf/njaf/1990/00000007/00000002/art00009>>. Acesso em: 15 maio 2016.

KOWERO, G. The challenge to natural forest management in sub-Saharan Africa rural development: experiences from the miombo woodlands of Southern Africa. In: KOWERO, G, CAMPBELL, B.; RASHID SUMALIA, U. (Ed.). **Policies and governance structures in woodlands of southern africa**. Bogor, Indonesia: Center for International Forestry Research. 2003, p. 1–9.

LAMPRECHT, H. **Silvicultura nos trópicos**. Alemanha: Ed. GTZ Rossdorf, 1990. 343 p.

LIEBERMAN, D.; LI, M. Seedling recruitment patterns in a tropical dry forest in Ghana. **Journal of Vegetation Science**, Uppsala, v. 3, n. 3, p. 375-382, 1992.
LIMA, A. L. A. **Padrões fenológicos de espécies lenhosas e cactáceas em uma área do semi-árido do Nordeste do Brasil**. 2007. 71 f. Dissertação (Mestrado em Ciências florestais) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.

LIMA, A. L. A. **Tipos funcionais fenológicos em espécies lenhosas da caatinga, nordeste do Brasil**. 2010. 71 f. Tese (Doutorado em Ciências florestais) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife.

LIMA, A. S. et al. Regeneração natural de um fragmento de floresta ombrófila densa na bacia hidrográfica do rio Capibaribe, PE. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, Recife, v. 8, n. 2, p. 273-278, 2013.

LIMA, E. N. et al. Fenologia e dinâmica de duas populações herbáceas da caatinga. **Revista de Geografia**, cRecife, v. 24, n. 1, p. 1-17, 2007.

MACHADO, M. F; GOMES, L. J; MELLO, A. A. Caracterização do consumo de lenha pela atividade cerâmica no estado de Sergipe. **Revista Floresta**, v. 40, n. 3, p. 507- 514. 2010.

MACHADO, S. A. et al. Modelagem volumétrica para bracatinga (*Mimosa scabrella*) em povoamentos da região metropolitana de Curitiba. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, PR, n. 56, p.17-29, 2008. Disponível em: <<http://pfb.cnpf.embrapa.br/pfb/index.php/pfb/article/view/59/59>>. Acesso em: 4 nov. 2015.

MAGURRAN, A. E. **Ecological diversity and its measurement**. Princeton: Princeton University Press, 1988.

MALVEZZI, R. **Semiárido**: uma visão holística. Brasília, DF: Confea, 2007.

MARANGON, L. C. et al. Estrutura fitossociológica e classificação sucessional do componente arbóreo de um fragmento de floresta estacional semidecidual, no município de Viçosa, Minas Gerais. **Cerne**, Lavras, v. 13, n. 2, p. 208-221, 2007. Disponível em: <<http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=74413210>>. Acesso em: 6 jan. 2015.

MATA NATIVA 2. **Manual do usuário**. Viçosa: Cientec, 2006. 295 p.

MCCLURE, J. P. **Predicting tree d.b.h. from stump measurements in the southeast**. 1968. 4 p. (Forest Service. Research Note SE-99). Disponível em: <http://www.srs.fs.usda.gov/pubs/rn/uncaptured/rn_se099.pdf>. Acesso em: 5 jun. 2016.

MELI, P. Restauración ecológica de bosques tropicales. Veinte años de investigación académica. **Interciencia**, Caracas, v. 28, n. 10, p. 61-75, 2003. Disponível em: <http://www.scielo.org.ve/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0378-18442003001000006>. Acesso em: 3 fev. 2016.

MENAUT, J. C. et al. Savannas, woodlands and dry forests in Africa. In: BULLOCK, S. H.; MOONEY, H. A.; MEDINA, E. (Ed.). **Seasonally dry tropical forests**. New York: Cambridge University Press, 1995, p. 64-92.

MEUNIER, I. M. J. **Análises de sustentabilidade de planos de manejo florestal em Pernambuco**. 2014. 127 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, 2014. Disponível em: <<http://ppgcf-ufrpe.jimdo.com/app/download/7043586165/Isabelle+Maria+Jacqueline+Meunier.pdf?t=1456842815>>. Acesso em: 4 dez. 2015.

MEUNIER, I. M. J.; SILVA, J. A. A.; FERREIRA, R. L. C. **Inventário florestal programas de estudo**. Recife: Imprensa Universitária da UFRPE, 2002.

MILES L. et al. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. **Journal of Biogeography**, v. 33, n. 3, p. 491-505, 2006. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01424.x>>. Acesso em: 22 fev. 2016.

MMA. **Biomass - Caatinga**, 2015. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/biomass/Caatinga>>. Acesso em: 5 maio 2015.

MMA. **Instrução Normativa nº6**, de 23 de setembro de 2008. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/179/_arquivos/179_05122008033615.pdf>. Acesso em: 5 maio 2015.

MOONEY, H. A. et al. Introduction. In: BULLOCK, S. H.; MOONEY, H. A.; MEDINA, E. **Seasonally dry tropical forests**. Cambridge: Cambridge University Press, 1995. cap. 1, p. 1-8.

MORRISON, D. A. et al. Effects of fire frequency on plant species composition of sandstone communities in the Sydney region: inter-fire interval and time-since-fire. **Australian Journal of Ecology**, v. 20, n. 2, p. 239-247, 1995. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1111/j.1442-9993.1995.tb00535.x>>. Acesso em: 22 mar. 2016.

MYERS, C. A. **Estimating volumes and diameters at breast height from stump diameters, southwestern ponderosa pine**. 1960. 3 p. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.5962/bhl.title.98985>>. Acesso em: 5 jun. 2016.

NASCIMENTO, R. G. N. et al. Relações dendrométricas de *Araucaria angustifolia*. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, v. 30, n. 4, p. 369-374, 2010. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.4336/201.pfb.30.64.369>>. Acesso em: 17 jan. 2016.

OJASVI, P. R. et al. Stump diameter and DBH relationships for white oak and black oak in the Lower Peninsula of Michigan. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 21, n. 11, p. 1596–1600, 1991. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1139/x91-222>>. Acesso em: 16 abr. 2016.

OLIVEIRA, E. et al. Estrutura anatômica da madeira e qualidade do carvão de *Mimosa tenuiflora* (Willd.) Poir. **Revista Árvore**, Vicosa, MG, v. 30, n. 2, p. 311-318, 2006. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622006000200018>>. Acesso em: 3 jan. 2016.

ONU – Organização das Nações Unidas. Painel de Alto Nível do Secretário-Geral das Nações Unidas sobre Sustentabilidade Global (2012). **Povos Resilientes, Planeta Resiliente: um Futuro Digno de Escolha**. Nova York: Nações Unidas, 2012. Disponível em: <<http://www.onu.org.br/docs/gsp-resumo.pdf>>. Acesso em: 4 fev. 2015.

ÖZÇELİK, R. et al. Estimating breast height diameter and volume from stump diameter for three economically important species in Turkey. **Scandinavian Journal of Forest Research**, v. 25, p. 32-45, 2010. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1080/02827580903280053>>. Acesso em: 4 out. 2015.

PACIOREK, C.J. et al. The demographics of resprouting in tree and shrub species of a moist tropical forest. **Journal of Ecology**, v. 88, n. 5, p. 1-14, 2000. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2745.2000.00494.x>>. Acesso em: 20 fev. 2016.

PAREYN, F. G. C. et al. Análise preliminar da regeneração de quatro espécies lenhosas nativas da caatinga submetidas a diferentes tipos de corte. In: REUNIÃO NORDESTINA DE BOTÂNICA, 27., 2004.

PAREYN, F. G. C. et al. Dinâmica da regeneração da vegetação da caatinga na Unidade Experimental PA Recanto III, Lagoa Salgada/RN. In: GARIGLIO, M. A. et al. (Org.). **Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da caatinga**. Brasília, DF: Serviço Florestal Brasileiro, 2010a. cap. 4, p. 229-244.

PARRESOL, B. R. Modeling multiplicative error variance: an example predicting tree diameter from stump dimensions in baldcypress. **Forest Science**, v. 39, n. 4, p. 670-673, 1993. Disponível em: <http://www.srs.fs.usda.gov/pubs/ja/ja_parresol002.pdf>. Acesso em: 3 jun. 2016.

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. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2699.2000.00397.x>>. Acesso em: 9 jun. 2015.

PEREIRA, I. M. et al. Regeneração natural em um remanescente de Caatinga sob diferentes níveis de perturbação, no agreste paraibano. **Acta Botânica Brasílica**, São Paulo, SP, v.15, n. 3, p. 431-426, 2001. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062001000300010>>. Acesso em: 3 jul. 2015.

PEREZ-HARGUINDEGUY, N. et al. New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. **Australian Journal of Botany**, v. 61, n. 3, p. 167-234, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1071/BT12225>>. Acesso em: 10 jul. 2015.

PETER, D. H.; CONSTANCE, A. H. **Reconstructed old-growth forest stand structure and composition of two stands on the Olympic Peninsula, Washington State**. Portland, OR, 2010. 22 p. Disponível em: <http://www.fs.fed.us/pnw/pubs/pnw_rp583.pdf>. Acesso em: 5 jun. 2016.

PIELOU, E. C. **Mathematical Ecology**. New York: John Wiley & Sons, 1977. 385 p

PIMENTEL, C. **A Relação da planta com a água**. Seropédica, RJ: Edur, 2004. 191 p.

PINTO, H. C. A. et al. Rebrotas de cepas de árvores adultas de madeira nova (*Pterogyne nitens* Tul.). **Enciclopédia Biosfera**, Goiânia, GO, v. 9, n. 17, p. 2013. Disponível em: <<http://www.conhecer.org.br/enciclop/2013b/CIENCIAS%20AGRARIAS/rebrota.pdf>>. Acesso em: 3 maio 2015.

POMPA-GARCÍA, M. et al. Un modelo dendrométrico para estimación del diámetro normal a partir de las dimensiones del tocón. **Agrociencia**, v. 45, n. 3, p. 379-387, 2011. Disponível em: <<http://www.scielo.org.mx/pdf/agro/v45n3/v45n3a10.pdf>>. Acesso em: 1 jun. 2016.

POND, N. C.; FROESE, R. E. Evaluating published approaches for modelling diameter at breast height from stump dimensions. **Forestry**, v. 85, n. 3, p. 683-696, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1093/forestry/cpu029>>. Acesso em: 4 nov. 2015.

PORTILLO-QUINTERO, C.; SÁNCHEZ-AZOFEIFA, G. Extent and conservation of tropical dry forests in the Americas. **Biological Conservation**, v. 143, n. 1, p.144-155, 2010. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2009.09.020>>. Acesso em: 22 nov. 2015.

PRADO, D. E. As Caatingas da América do Sul. In: LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. (Ed.). **Ecologia e conservação da caatinga**. Recife: Editora Universitária da Universidade Federal de Pernambuco, 2003. cap. 1, p. 3-73.

QUEIROZ, L. P. **Leguminosas da caatinga**. Feira de Santana: Universidade Estadual de Feira de Santana, 2009. 913 p.

QUESADA, M. et al. Succession and management of tropical dry forests in the Americas: review and new perspectives. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 258, n. 6, p. 1014-1024, 2009.

REIS, G. G.; REIS, M. G. F. Fisiologia da brotação de eucaliptos com ênfase nas suas relações hídricas. **Série Técnica IPEF**, Piracicaba, SP, v. 11, n. 30, p. 9-22, 1997. Disponível em: <<http://www.ipef.br/publicacoes/tecnica/nr30/cap1.pdf>>. Acesso em: 4 jul. 2015.

RIEGELHAUPT, E. M. **Relatório de consultoria**. Recife: MMA; PNUD, 2008. Projeto MMA/PNUD/BRA/02/G31- Conservação e sustentável da caatinga.

RODAL, M. J. N.; MARTINS, F. R.; SAMPAIO, E. V. S. B. Levantamento quantitativo das plantas lenhosas em trechos de vegetação de caatinga em Pernambuco. **Revista Caatinga**, Mossoró, RN, v. 21, n. 3, p. 192-205, 2008.

SAMPAIO, E. V. S. B. Overview of the Brazilian Caatinga. In: BULLOCK, S. H.; MOONDEY, H. A.; MEDINA, E. (Ed.). **Seasonally dry tropical forests**. Cambridge: Cambridge University Press, 1995. p.35-63.

SAMPAIO, E. V. S. B. et al. Regeneração da vegetação de caatinga após corte e queima, em Serra Talhada, PE. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 33, n. 5, p. 621-632, 1998. Disponível em: <<http://seer.sct.embrapa.br/index.php/pab/article/view/4890/7006>>. Acesso em: 5 maio 2015.

SAMPAIO, P. T. B. Avaliação rebrota da copa das árvores de pau-rosa (*Aniba roseodora* Ducke) em sistema de podas sucessivas. **Acta Amazônica**, Manaus, AM, v. 37, n. 1, p. 55-60, 2007.

SANQUETTA, C. R. Métodos de determinação de biomassa. In: SANQUETTA et al. (Org.). **As Florestas e o carbono**. Curitiba, PR: Autores, 2002. v. 1, p. 119-140.

SANTANA, J. A. S.; SOUTO J. S. Diversidade e estrutura fitossociológica da Caatinga na estação ecológica do Seridó-RN. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, Campina Grande, PB, v. 6, n. 2, p. 232-242, 2006.

SANTOS, M. S. **Influência de diferentes níveis de uso sobre a regeneração natural em ambiente de Caatinga no município de Floresta, PE**. 2013. 54 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife. Disponível em: <<http://ppgcf-ufrpe.iimdo.com/app/download/7041481865/Mois%C3%A9s+Silva+dos+Santos.pdf?t=1456840756>>. Acesso em: 3 abr. 2016.

SCHLIETER, J. A. Estimation of diameter at breast height from stump diameter for lodgepole pine. 1986. 4 p. (Research Note INT-359). Disponível em: <<https://ia800708.us.archive.org/21/items/estimationofdiam359schl/estimationofdiam359schl.pdf>>. Acesso em: 31 maio 2016.

SCOLFORO, J. R. S. **Manejo florestal**. Lavras: FAEPE, 1997.

SCOLFORO, J. R. S. et al. Modelo de produção para floresta nativa como base para manejo sustentado. **Cerne**, Lavras, v. 2, n. 1, p. 112-137, 1996.

SCOLFORO, J. R. S. **Biometria florestal**. Lavras, MG: Editora UFLA, 2005. Parte I: modelos de regressão linear e não-linear; parte II: modelos para relação hipsométrica, volume, afilamento, e peso de matéria seca.

SCOLFORO, J. R. S. et al. Manejo da floresta decidual, uma abordagem científica. In: MELLO, J. M.; SCOLFORO, J. R.; CARVALHO, L. M. T. (Ed.). **Inventário florestal de Minas Gerais**: floresta estacional decidual - florística, estrutura, similaridade, distribuição diamétrica e de altura, volumetria, tendências de crescimento e manejo florestal. Lavras, MG: UFLA, 2008. cap. 10, p. 229-240. Disponível em: <<http://www.inventarioflorestal.mg.gov.br/publicacoes/decidua/capitulo10.pdf>>. Acesso em: 22 mar. 2016.

SCOLFORO, J. R. S. et al. Suficiência amostral para a fisionomia floresta estacional decidual. In: MELLO, J. M.; SCOLFORO, J. R.; CARVALHO, L. M. T. (Ed.). **Inventário florestal de Minas Gerais**: floresta estacional decidual - florística, estrutura, similaridade, distribuição diamétrica e de altura, volumetria, tendências de crescimento e manejo florestal. Lavras, MG: UFLA, 2008b. cap. 4, p. 89-95.

SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO. **Uso sustentável dos recursos florestais da caatinga**. 2010. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2010.

SILVA, G. C.; SAMPAIO, E. V. S. B. Biomassas de partes aéreas em plantas da caatinga. **Revista Árvore**, v. 32, n. 3, p. 567-575, 2008. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622008000300017>>. Acesso em: 3 jul. 2015.

SILVA, N. L.; ARAÚJO FILHO, J. A.; SOUSA, F. B. Manipulação da vegetação da caatinga para produção sustentável de forragem. Sobral, CE: EMBRAPA, 2007. (Circular Técnica, 34).

SIMPSON, E. H. Measurement of diversity. **Nature**, v. 163, p. 688-688, 1949.

SMITH, R. L.; SMITH, T. M. **Ecología**. Madrid: Pearson Educación S. A., 2001.

SOMOGYI, Z. et al. Indirect methods of large forests biomass estimation. **Europe Journal Forest Research**, [S.l.], 2006.

SOUZA, A. J. et al. **Observações preliminares de alguns fatores que afetam a brotação do eucalipto**. Piracicaba: Ipef, 1991. 6 p. (Circular técnica, 177).

SOUZA, C. L.; PONZONI, F. J. Avaliação de índices de vegetação e de bandas TM/LANDSAT para estimativa de volume de madeira em floresta implantada de *Pinus spp.* In: SIMPOSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 9., 1998, Santos. **Anais...** Santos: INPE, 1998. 1 CD-ROM.

SOUZA, F. C. et al. Sobrevivência e diâmetro de plantas intactas e brotações de clones de eucalipto. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, RJ, v. 19, n. 1, p. 44-54, 2012.

SOUZA, M. J. N. A problemática ambiental: cenários para o Bioma Caatinga no Nordeste do Brasil. In: SILVA, J. B.; LIMA, L. C.; DANTAS, E. W. C. (Ed.). **Panorama da geografia brasileira**. São Paulo: Annablume, 2006. v. 2, p. 119-133.

STONER, K. E.; SANCHEZ-AZOFEIFA, G. A. Ecology and regeneration of tropical dry forests in the americas: implications for management. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 258, n. 6, p. 903-906, 2009.

TEWARI, S. K. et al. Effect of age and season of harvesting on the growth, coppicing characteristics and biomass productivity of *Leucaena leucocephala* and *Vitex negundo*. **Biomass and Bioenergy**, v. 26, p. 229-234, 2004.

THORPE, H. C. et al. Modelling stand development after partial harvests: an empirically based, spatially explicit analysis for lowland black spruce. **Ecological Modelling**, v. 221, n. 2, p. 256-267, 2010. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2009.10.005>>. Acesso em: 7 abr. 2016.

TOLMASQUIM, M. T. (Org.) **Fontes renováveis de energia no Brasil**. Rio de Janeiro: Interciência, 2003. 516 p.

URBANO, E. et al. Modelagem da biomassa aérea em bracatingais nativos da região metropolitana de Curitiba. **Floresta**, Curitiba, PR, v. 38 n. 2, p. 361-372, 2008.

VANCLAY, J. K. **Modelling forest growth and yield**: applications to mixed tropical forests. Wallingford: CAB International, 1994. 312 p.

VASCONCELLOS, G. F. B. **Biomassa**: a eterna energia do futuro. São Paulo: SENAC, 2002.

VEIGA, J. E. Indicadores de sustentabilidade. **Estudos avançados**, São Paulo, SP, v. 24, n. 68, p. 39-52, 2010. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S0103-40142010000100006>>. Acesso em: 4 fev. 2016.

VELLOSO, A. L. et al. (Ed.). **Ecorregiões propostas para o bioma Caatinga**. Recife: Associação Plantas do Nordeste; Instituto de Conservação Ambiental The Nature Conservancy do Brasil, 2002. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/203/arquivos/ecorregioes_site_203.pdf>. Acesso em: 4 jun. 2015.

VESK, P. A.; WESTOBY, M. Global patterns of sprouting ability; can all plant species be divided into sprouters and non-sprouters? **Journal of Ecology**, v. 92, n. 2, p.310-320, 2004. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1111/j.0022-0477.2004.00871.x>>. Acesso em: 3 jan. 2016.

VIEIRA, D. L. M.; SCARIOT, A. Principles of natural regeneration of tropical dry forests for restoration. **Restoration Ecology**, Washington, v. 14, n. 1, p. 11-20, 2006. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1111/j.1526-100X.2006.00100.x>>. Acesso em: 5 mar. 2016.

VILAR, F. C. R. **Impactos da invasão da algaroba [*Prosopis juliflora* (Sw.) DC.] sobre estrato herbáceo da Caatinga**: florística, fitossociologia e citogenética.

2006. 45 f. Tese (Doutorado em Agronomia) - Universidade Federal da Paraíba, Areia-PB.

VILLALOBOS-VEJA, R. **Fenología y relaciones hídricas de los árboles de un fragmento de bosque seco neotropical**. 2001. 53 f. Tesis (Licenciatura en Biología) – Universidad de Costa Rica. Disponível em: <<http://cro.ots.ac.cr/rdmcnfs/datasets/biblioteca/pdfs/nbina-12329.pdf>>. Acesso em: 7 mar. 2016.

VISMARA, E. S. **Mensuração da biomassa e construção de modelos para construção de equações de biomassa**. 2009. 103 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba-SP.

WATZLAWICK, L. F.; KIRCHNER, F. L.; SANQUETTA, C. R. Estimativa de biomassa e carbono em floresta com Araucaria utilizando imagens do Satélite IKONOS II. **Ciência Florestal**, Santa Maria, RS, v. 19, n. 2, p. 169-181, 2009.

WEIGEL, D. R.; JOHNSON, P. S. **Estimating dbh of southern Indiana oaks from stump diameter**. 1997. 4 p. (Forest Service Technical Brief TB-NC-4). Disponível em: <<http://www.nrs.fs.fed.us/pubs/tb/tb4.pdf>>. Acesso em: 29 maio 2016.

WERNECK, M.S. et al. Florística e estrutura de três trechos de uma floresta semidecídua na estação ecológica do Tripuí, Ouro Preto, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, SP, v. 23, n. 1, p. 97-106, 2000. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S0100-8404200000100011>>. Acesso em: 4 out. 2015.

WESTFALL, J. A. New models for predicting diameter at breast height from stump dimensions. **Northern Journal of Applied Forestry**, v. 27, n.1, p. 21-27, 2010. Disponível em: <http://www.nrs.fs.fed.us/pubs/jrnl/2010/nrs_2010_westfall_001.pdf>. 3 jun. 2016.

WHARTON, E. H. **Predicting diameter at breast height from stump diameters for northeastern tree species**. Broomaal: United States Department of Agriculture; Forest Service; Northeastern Forest Experiment Station, 1984. 4 p. (Forest Service Research Note NE-322). Disponível em: <http://www.fs.fed.us/ne/newtown_square/publications/research_notes/pdfs/scanned/OCR/ne_rn322.pdf>. Acesso em: 1 jun. 2016.

WITSCHORECK, R. **Biomassa e nutrientes no corte raso de um povoamento de Pinus taeda I. de 17 anos de idade no município de Cambará do Sul – RS**.

2008. 81 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria -RS.