



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA

DANIEL LIMA DOS SANTOS

ESTIMATIVA DE BIOMASSA ARBÓREA-ARBUSTIVA EM FLORESTA TROPICAL
SAZONALMENTE SECA

FORTALEZA

2022

DANIEL LIMA DOS SANTOS

ESTIMATIVA DE BIOMASSA ARBÓREA-ARBUSTIVA EM FLORESTA TROPICAL
SAZONALMENTE SECA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola. Área de concentração: Manejo e conservação de bacias hidrográficas no semiárido.

Orientador: Prof. Dr. Fernando Bezerra Lopes.
Coorientador: Dr. Deodato do Nascimento Aquino.

FORTALEZA

2022

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Sistema de Bibliotecas

Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

- S234e Santos, Daniel Lima dos.
Estimativa de biomassa arbórea-arbustiva em floresta tropical sazonalmente seca / Daniel Lima dos Santos. – 2022.
107 f. : il. color.
- Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Fortaleza, 2022.
Orientação: Prof. Dr. Fernando Bezerra Lopes.
Coorientação: Prof. Dr. Deodato do Nascimento Aquino.
1. Caatinga. 2. Vegetação Arbórea. 3. Semiárido. 4. Biodiversidade. 5. Equações alométricas . I. Título.
CDD 630
-

DANIEL LIMA DOS SANTOS

ESTIMATIVA DE BIOMASSA ARBÓREA-ARBUSTIVA EM FLORESTA TROPICAL
SAZONALMENTE SECA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Agrícola. Área de concentração: Manejo e conservação de bacias hidrográficas no semiárido.

Aprovada em: 28/09/2022

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Fernando Bezerra Lopes (Orientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Dr. Deodato do Nascimento Aquino (Coorientador)
Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (INCRA)

Profa. Dra. Isabel Cristina da Silva Araújo
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Luiz Carlos Guerreiro Chaves
Faculdade Terra Nordeste (FATENE)

Prof. Dr. Luís Clênio Jário Moreira
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE)

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

Agradeço a Deus por ter me concedido sabedoria, determinação e disciplina. Sempre povoando meus caminhos com bons amigos, colegas e parceiros, tanto no ambiente acadêmica como no social.

À toda minha família, pelo incentivo, apoio, confiança e força nos momentos de dificuldade.

À Universidade Federal do Ceará (UFC) que possibilita a tantos estudantes ingressarem na graduação e na pós-graduação. Em especial, ao Centro de Ciências Agrárias (CCA/UFC) e ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola (PPGEA) que me forneceu todo o apoio estrutural e técnico necessário para o desenvolvimento da presente dissertação.

Ao Professor Dr. Fernando Bezerra Lopes pela dedicação, atenção e suporte.

Ao Dr. Deodato do Nascimento Aquino por estar sempre pronto a ajudar e dar suas contribuições com muita coerência.

À Professora Dra. Isabel Cristina da Silva Araújo pela sua dedicação e atenção com cada um de seus alunos, sempre contribuindo para o enriquecimento desta dissertação.

Aos professores Dr. Luiz Carlos Guerreiro Chaves e Dr. Luís Clênio Jário Moreira pelo suporte e orientações.

Aos demais que conheci durante o período do Curso. E a todos que porventura não tenham sido mencionados, mas que contribuíram de forma direta ou indireta, deixo o meu muito OBRIGADO!

RESUMO

A crescente demanda por recursos naturais tem agravado o uso das terras, onde, além da condição semiárida, o histórico de ocupação revela uma forte pressão e degradação dos recursos naturais no semiárido brasileiro. A floresta tropical sazonalmente seca compreende um bioma único, diferenciado por sua alta biodiversidade e grau de endemismo, além de fornecer serviços ecossistêmicos. Uma maneira de mensurar indiretamente a produção de biomassa arbórea-arbustiva tem sido através do uso de equações alométricas. Com isso, objetivou-se desenvolver equações alométricas gerais e específicas para estimar com precisão a biomassa arbustiva-arbórea em estágios sucessionais da Caatinga. Os dados das espécies da Caatinga foram obtidos a partir de Planos de Manejo Florestal Sustentável (PMFS) localizados no estado do Ceará. Além disso, foram utilizados dados climáticos, litológicos e edáficos. Na caracterização do relevo utilizaram-se cenas do ALOS PALSAR referentes à estação seca do ano de 2014 e, através do processamento do MDE foi determinada a declividade correspondente dos projetos de assentamentos (PA). Para cada PMFS foram obtidos em campo os parâmetros: diâmetro à altura do peito, diâmetro ao nível do solo e altura das árvores. Na definição do inventário florestal da vegetação das parcelas amostrais, se considerou lotes com dimensões de 20 m x 20 m (400 m²). As diversidades climáticas, litológicas e edáficas levaram às diferenças nos parâmetros do volume cilíndrico e altura dos indivíduos entre os PMFS estudados. Em geral, as equações obtiveram resultados significativos, contudo, a presença das espécies pioneiras e de sucessão secundária: Marmeleiro, Sabiá e Pau-branco contribuíram substancialmente para o resultado dos parâmetros entre as áreas avaliadas e, portanto, a aplicabilidade das equações para cada plano de manejo. As condições de vegetação com Caatinga em sucessão inicial (PA São José), destacaram-se por apresentar os maiores teores de umidades gravimétricas, as maiores concentrações de indivíduos por unidade de área, menores alturas e os menores volumes de madeira, quando comparadas às áreas intermediárias e conservadas. As condições de vegetação com Caatinga conservada (PA Frios), se distinguem por apresentarem as menores umidades da vegetação e concentração de indivíduos por unidade de área, maiores alturas dos indivíduos e os maiores volumes de madeira, quando comparadas às áreas intermediárias e iniciais. Para todas as condições de estágio estudadas, os modelos alométricos específicos apresentaram melhor desempenho quando se utilizam como variáveis independentes o diâmetro na altura do peito e altura total, obtendo um desempenho superior aos modelos gerais.

Palavras-chave: Caatinga; vegetação arbórea; semiárido; biodiversidade; equações

alométricas

ABSTRACT

The growing demand for natural resources has aggravated land use, where, in addition to the semi-arid condition, the occupation history reveals a strong pressure and degradation of natural resources in the Brazilian semi-arid region. The seasonally dry tropical forest comprises a unique biome, distinguished by its high biodiversity and degree of endemism, as well as providing ecosystem services. One way of indirectly measuring tree-shrub biomass production has been through the use of allometric equations. With this, the objective is to develop general and specific allometric equations to accurately estimate the shrub-tree biomass in successional stages of the Caatinga. Data on the Caatinga species were obtained from Sustainable Forest Management Plans (PMFS) located in the state of Ceará, Brazil. In addition, climatic, lithological and edaphic data were used. In the relief characterization, ALOS PALSAR scenes referring to the dry season of the year 2014 were used and, through the processing of the MDE, the corresponding slope of the settlement projects (PA) was determined. For each PMFS, the following parameters were obtained in the field: diameter at breast height and at ground level, in addition to tree height. In defining the forest inventory of the vegetation of the sample plots, lots with dimensions of 20m x 20m (400m²) were considered. The climatic, lithological and edaphic diversities led to differences in the parameters of the cylindrical volume and height of the individuals between the PMFS studied. In general, the allometric equations obtained significant results, however, the presence of pioneer and secondary succession species: Marmeleiro, Sabiá and Pau Branco contributed substantially to the result of the parameters between the evaluated areas and, therefore, the applicability of the equations for each handling plan. The vegetation conditions with Caatinga in initial succession (PA São José), stood out for presenting the highest gravimetric moisture contents, the highest concentrations of individuals per unit area, lowest heights and lowest volumes of wood, when compared to intermediate and conserved areas. The vegetation conditions with conserved Caatinga (PA Frios), are distinguished by presenting the lowest humidity of the vegetation and concentration of individuals per unit of area, greater height of the individuals and the largest volumes of wood, when compared to the intermediate and initial areas. For all stage conditions studied, the specific allometric models showed better performance when using the diameter at breast height and total height as independent variables, obtaining a superior performance to the general models.

Keywords: Caatinga; tree vegetation; semiarid; biodiversity; allometric equations.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Destaque dos municípios que contém projetos de assentamentos com os planos de manejos florestais monitorados.....	33
Figura 2 - Distribuição temporal da série histórica da precipitação pluviométrica (1974 a 2019) para os municípios de: (a) Russas, (b) Ibareta, (c) Canindé, (d) Santana do Acaraú e (e) Tianguá.....	36
Figura 3 - Destaque das ordens de solo nos municípios com parcelas amostrais: (a) Russas; (b) Ibareta; (c) Canindé; (d) Santana do Acaraú e (e) Tianguá.....	37
..	37
Figura 4 - Equipamentos utilizados para obter medidas <i>in situ</i>	44
Figura 5 - Análise Estatística da umidade gravimétrica da vegetação para os PMFS estudados em Projetos de Assentamentos inseridos no bioma Caatinga.....	52
..	52
Figura 6 - Comportamento dos parâmetros: (a) Altura média e (b) Número de indivíduos por parcela em PMFS de PA's monitorados no bioma Caatinga.....	55
..	55
Figura 7 - Apresentação do comportamento para os parâmetros: (a) Volume de madeira ao nível do solo ($ABB \cdot H$) e (b) Volume de madeira (m^3) na altura do peito.....	60
Figura 8 - Apresentação do comportamento da distribuição de indivíduos por parcela em PMFS de PA's monitorados no bioma Caatinga.....	63
Figura 9 - Calibração e validação das equações alométricas obtidas para estimativa da biomassa arbóreo-arbustiva no diâmetro basal, representativo dos três estágios de sucessão vegetacional: (a), (b) inicial; (c), (d) intermediário; (e), (f) clímax.....	65
Figura 10 - Calibração e validação das equações alométricas obtidas para estimativa da biomassa arbóreo-arbustiva no diâmetro à altura do peito, representativo	76

dos três estágios de sucessão vegetacional: (a), (b) inicial; (c), (d) intermediário; (e), (f) clímax.....

Figura 11 - Calibração e validação das equações alométricas gerais, obtidas para estimativa da biomassa arbóreo-arbustiva no diâmetro basal (a), (b), e a altura do peito (c), (d), contemplando todos os indivíduos monitorados para os três estágios de sucessão vegetacional.....

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Informações dos Projetos de Assentamentos contendo as parcelas monitoradas.....	34
..	34
Tabela 2 - Relação de solos presentes nos projetos de assentamentos.....	39
Tabela 3 - Classes de declividade nos Projetos de Assentamentos com PMFS monitorados, conforme intervalos de inclinação estabelecidos pela Embrapa (1979)	41
Tabela 4 - Localização das parcelas amostrais inventariadas.....	42
Tabela 5 - Listagem dos parâmetros de entrada utilizados na análise estatística.....	48
Tabela 6 - Relação da abundância de espécies, e classificação da vegetação para os projetos de assentamento estudados.....	49
Tabela 7 - Enquadramento das áreas amostradas, conforme parâmetro amostral e estágio sucessional das espécies de vegetação característica.....	66
Tabela 8 - Matriz de correlação do coeficiente de Spearman para os parâmetros avaliados na PMFS.....	70
Tabela 9 - Equações alométricas obtidas para estimativa da biomassa arbórea-arbustiva (kg), tendo como variáveis independentes a altura H (m) e o diâmetro basal (DNB) e à altura do peito (DAP) cm.....	72

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABB	Área Basal ao Nível do Solo
ABP	Área Basal na Altura do Peito
AGB	Biomassa Acima do Solo
ANOVA	Análise de Variância
C	Carbono
CGEE	Centro de Gestão e Estudos Estratégicos
DAB	Diâmetro à Altura da Base
DAP	Diâmetro à Altura do Peito
DNB	Diâmetro Médio Basal
ECAS	Estoques de Carbono Global Acima do Solo
FEVC	Fazenda Experimental Vale do Curu
FTSS	Floresta Tropical Sazonalmente Seca
FUNCEME	Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos
GPS	Sistema de Posicionamento Global
H	Altura da Árvore
INCRA	Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária
INFL	Programa de Inventário Florestal
MAPE	Percentual Absoluto Médio
MDE	Modelo de Elevação Digital
MOS	Matéria Orgânica do Solo
PA	Projetos de Assentamentos
PMFS	Plano de Manejo Florestal Sustentável
PV	Peso Verde
R ²	Coefficiente de Determinação
RMFC	Rede de Manejo Florestal da Caatinga
RMSE	Erro Quadrático Médio da Raiz
SAFs	Sistemas Agroflorestais
SIBCS	Sistema Brasileiro de Classificação de Solos
SIF	Forest Inventory System
UFC	Universidade Federal do Ceará

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL	12
1.1	Hipótese.....	13
1.2	Objetivos.....	14
1.2.1	<i>Objetivo geral</i>	14
1.2.2	<i>Objetivos específicos</i>	14
2	CAPÍTULO I – REFERENCIAL TEÓRICO	15
2.1	Aspectos da região do semiárido.....	15
2.2	Floresta tropical sazonalmente seca - Caatinga.....	18
2.3	Planos de Manejo Florestal Sustentável.....	22
2.4	Produção de Biomassa em FTSS.....	27
3	CAPÍTULO II – EQUAÇÕES ALOMÉTRICAS PARA ESTIMATIVA DE BIOMASSA ARBÓREA-ARBUSTIVA EM FRAGMENTOS DO BIOMA CAATINGA	31
3.1	Introdução.....	31
3.2	Material e métodos.....	33
3.2.1	<i>Área de estudo</i>	33
3.2.2	<i>Aspectos climáticos</i>	34
3.2.3	<i>Caracterização litológica e edáfica</i>	37
3.2.4	<i>Aspectos do relevo</i>	40
3.2.5	<i>Parâmetros e variáveis amostrados no inventário florestal</i>	41
3.2.5.1	<i>Equipamentos empregados no inventário florestal</i>	
3.2.5.2	<i>Variáveis monitoradas nas parcelas experimentais</i>	
3.2.5.3	<i>Equações alométricas</i>	
3.2.6	<i>Análise estatística</i>	47
3.3	Resultados e Discussão.....	49
3.3.1	<i>Abundância absoluta das espécies</i>	49
3.3.2	<i>Umidade da vegetação</i>	51
3.3.3	<i>Altura das árvores</i>	54
3.3.4	<i>Número de árvores</i>	57
3.3.5	<i>Volume de madeira da vegetação</i>	59
3.3.6	<i>Distribuição de indivíduos</i>	62
3.3.7	<i>Estágio sucessional</i>	66

4	CONCLUSÃO.....	81
	REFERÊNCIAS.....	82
	ANEXO A – TESTE DE NORMALIDADE.....	103
	ANEXO B - A ANÁLISE DE VARIÂNCIA (ANOVA).....	105

1 INTRODUÇÃO GERAL

O semiárido brasileiro é uma região predominantemente pertencente ao Nordeste, embora também abranja algumas partes do Sudeste; apresenta o bioma da Caatinga como principal formação vegetacional, marcado por vegetação de folhas secas e adaptáveis à escassez de água. Muitas vezes é taxado como problemático, devido à irregularidade climática que marca a região (SOUSA *et al.*, 2017).

Na região semiárida, os recursos florestais são continuamente explorados pelas famílias locais, assumindo importante papel no contexto econômico e social dessas famílias. Seus principais produtos (lenha, carvão, estacas e madeira) constituem além de fonte de energia primária, um importante complemento de renda dessas famílias (PNUD; FAO; IBAMA, 1993).

Estudos conduzidos por Särkinen *et al.* (2011) mapearam a floresta tropical sazonalmente seca (FTSS) como um bioma na América do Sul, a partir de dados de inventário de várias espécies com conexões florísticas regionais (LINARES-PALOMINO *et al.*, 2011; APGAUA *et al.*, 2015). Trabalhos realizados por Apgaua *et al.* (2012) caracterizaram uma ampla variedade florística de grupos em FTSS no Nordeste do Brasil e áreas adjacentes baseadas em análises multivariadas e geoestatísticas. Tais características são considerações importantes para o estudo estrutural da vegetação (DHAR *et al.*, 1997; MCCLEARY; MOWAT 2002).

Uma das formas de avaliar o desenvolvimento da vegetação é por meio da sua estrutura quando se empregam equações alométricas, que são resultado do ajuste de um modelo estatístico de biomassa de árvore considerando um conjunto de indicadores, como diâmetro, altura da árvore, peso específico da madeira ou tipo de floresta (CHAVE *et al.*, 2005). Informações sobre os tipos de modelos, relações alométricas e aplicações em diferentes locais estão amplamente documentadas em Rojas-García *et al.* (2015).

Uma das questões que ainda desperta muita discussão tem sido a validação dessas equações, por se tratar de dados de biomassa de várias espécies, diferentes amplitudes dendrométricas, o que pode levar a previsões tendenciosas a nível local ou global (CHAVE *et al.*, 2005). E a fim de evitar este viés de previsões tendenciosas, foram desenvolvidos modelos específicos nas florestas secas localizadas no Brasil, a partir do desenvolvimento de equações genéricas para a comunidade multiespecífica e para espécimes individuais (SAMPAIO; SILVA 2005; SAMPAIO *et al.*, 2010; ALVES JUNIOR *et al.*, 2013).

Ademais, a precisão da estimativa de biomassa acima do solo (AGB) nas florestas secas ainda carece de muitos levantamentos experimentais, a exemplo das florestas localizadas

na África Subsaariana (CLARK; KELLNER 2012; HENRY *et al.*, 2013). As principais razões para a imprecisão persistem na falta de local específico e modelos de estimativa de biomassa que podem representar a heterogeneidade da população de estudo em termos de composição de espécies, assim como a variação do tamanho das árvores (HENRY *et al.*, 2011; HENRY *et al.*, 2013).

Nos trópicos secos, a menor variabilidade de indivíduos com tamanhos semelhantes comparado a florestas tropicais úmidas, impõe a utilização de um número relativamente grande de plantas para obter equações alométricas gerais, confiáveis. No entanto, as equações alométricas de biomassa baseadas em árvores que crescem em áreas sob clima tropical, não foram validadas em condições de campo, particularmente em locais em regeneração, onde a vegetação é cortada em intervalos de 10 a 15 anos, como é o caso da Caatinga (SAMPAIO, 2010).

Devido às diferenças biofísicas significativas entre árvores pequenas e grandes, os padrões de alocação de biomassa para árvores maiores e mais velhas, bem como suas equações alométricas, geralmente não são aplicáveis em árvores jovens (WIRTH; SCHUMACHER; SCHULZE, 2004). As equações que são desenvolvidas para árvores maiores resultarão em estimativas tendenciosas, se usadas para estimativa de biomassa de pequenas árvores (CHATURVEDI; RAGHUBANSHI, 2013).

A variação interespecífica e espacial, característica da FTSS, torna evidente que uma nova geração de relações alométricas deva considerar a área do dossel ou altura da árvore entre os parâmetros considerados nas equações alométricas (KUYAH *et al.*, 2012). A estimativa de biomassa por equações alométricas varia sistematicamente de acordo com o tipo de ecossistema, o local de estudo, a idade do estande e as espécies consideradas (SAINT-ANDRÉ *et al.*, 2005; HENRY *et al.*, 2011).

1.1 Hipótese

A grande diversidade biofísica da Caatinga inviabiliza o desenvolvimento de equações alométricas generalista que possibilite a determinação precisa da biomassa arbórea acima do solo.

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo geral

Desenvolver equações alométricas gerais e específicas para estimar a biomassa arbustiva-árborea em idades diferentes do dossel da Caatinga, por meio da inferência indireta, a partir de variáveis obtidas em projetos de assentamentos com planos de manejos florestais sustentáveis.

1.2.2 Objetivos específicos

1. Avaliar quais parâmetros presentes em relatórios técnicos podem representar estatisticamente a biomassa arbórea;
2. Elaborar equações alométricas específicas e gerais para estimar a biomassa arbórea para diferentes estágios sucessionais.

2 CAPÍTULO I – REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Aspectos da região do semiárido

As zonas áridas e semiáridas são definidas como regiões onde a evapotranspiração anual excede substancialmente a precipitação pluviométrica, tornando-as excepcionalmente vulneráveis às mudanças climáticas. As áreas secas compõem mais de 40% da superfície da terra, e fornecem serviços ecossistêmicos relevantes para mais de dois bilhões de pessoas, incluindo o habitat de numerosos organismos raros e endêmicos, apoio à produção agrícola e forragem significativa para a vida selvagem (BESTELMEYER *et al.*, 2015).

A estabilidade desses ecossistemas em áreas áridas e semiáridas depende demasiadamente do uso eficaz da precipitação pluviométrica e dos recursos hídricos (LIU *et al.*, 2014), enquanto o desenvolvimento da vegetação em ambientes semiáridos depende da distribuição espaço-temporal das chuvas sazonais (GRAEF; HAIGIS, 2001).

Em relação aos ecossistemas, o semiárido brasileiro cobre uma área de cerca de 1,13 milhões de km², o que representa aproximadamente 13,25% da superfície terrestre brasileira, habitada por aproximadamente por 27 milhões de pessoas (BRASIL, 2017). O principal ecossistema da região, denominado por Caatinga, tem sido administrado como terra agrícola e pastagens, em que cerca de 80% da área original passaram por mudanças no uso da terra (MENEZES *et al.*, 2012). Outrossim, de acordo com Rufino e Silva (2017), o impacto no uso da terra em relação à dinâmica populacional no mundo está em todas as áreas habitadas e de várias formas agravadas em regiões áridas e semiáridas.

Estudo realizado por Girão (2004) indica que a ação antropogênica do ambiente natural favoreceu rapidamente muitas mudanças, sendo a dinâmica ambiental um dos fatores reguladores dos complexos responsáveis pelo equilíbrio dos sistemas físicos.

No semiárido brasileiro, um dos recursos mais importante, além da água, tem sido a vegetação da Caatinga (862.818 km²), que abrange 76% de sua área, 53% da região Nordeste e 10% do território brasileiro (IBGE, 2019). Essa vegetação se desenvolve em uma região com chuvas irregulares, altos índices de insolação e evapotranspiração (SANTANA *et al.*, 2011). Neste bioma, a precipitação pluviométrica está concentrada em duas estações bem definidas, uma seca e outra chuvosa. O clima do semiárido brasileiro é caracterizado por regime de chuvas fortemente concentrado em quatro meses (fevereiro a maio) e grande variabilidade interanual, além das fortes secas que assolam a região e historicamente moldaram o comportamento da população e a paisagem, devendo ser consideradas para a formulação de políticas públicas

regionais (CIRILO; MONTENEGRO; CAMPOS, 2017).

Em relação ao estado do Ceará, região inserida em quase sua totalidade no semiárido brasileiro, a pluviometria apresenta um padrão sazonal, com estação chuvosa concentrada entre três e quatro meses, podendo durar até seis meses (GUERREIRO *et al.*, 2013). O tempo pode desempenhar um papel importante na produtividade perene da vegetação herbácea de longo prazo em climas áridos e semiáridos (SALA *et al.*, 2012).

A água é o elemento-chave que conecta a maioria dos estressores globais e climáticos que afetam esses ecossistemas semiáridos (DEL CAMPO *et al.*, 2017), como aumento do risco de seca, estresse e mortalidade, estagnação do crescimento e relação com as plantas (GONZÁLEZ-SANCHIS *et al.*, 2015; GARCIA-PRATS *et al.*, 2015; SERRANA *et al.*, 2015; FERNANDES *et al.*, 2016).

A disponibilidade de um microclima adequado é fundamental para a resposta da distribuição das espécies, impulsionando o desenvolvimento individual das árvores (BERDANIER; KLEIN, 2011). No entanto, o regime de precipitação pluviométrica e as propriedades do solo são os principais fatores que ocasionam mudanças estruturais na biomassa da floresta tropical sazonalmente seca, em escala regional (MEDEIROS; DREZNER, 2012; ROA-FUENTES; CAMPO; PARRA-TABLA, 2012).

O bioma Caatinga possui uma grande diversidade de espécies de animais e vegetais, bem como um complexo conjunto de fisionomias resultantes da interação de fatores geológicos, pedológicos, topográficos, climáticos e biológicos (MORO *et al.*, 2016). Na vegetação decídua, típica da Caatinga, a dinâmica da vegetação pode ser dividida em quatro etapas: desenvolvimento de folhas, maturação, senescência e dormência (WANG *et al.*, 2017; MAGALHÃES *et al.*, 2018).

A Caatinga possui cerca de 70% de sua área em embasamento cristalino (Proterozoico), e 30% em bacias sedimentares (Paleozoica e Mesozoica) formando superfícies achatadas entre 300 e 500 m acima do nível do mar (COLE 1986; SAMPAIO, 1995). Cordilheiras isoladas e planaltos de grandes altitudes (até 1000 m) estão espalhados por toda a região, modificando o clima local e atuando como refúgios atuais para a manutenção de espécies bem diferentes das encontradas nas terras inferiores (ANDRADE-LIMA, 1982).

Comparando-se com outros tipos de florestas, Limousin *et al.* (2008) relataram que as florestas de baixa biomassa têm valores diferentes para a maioria das variáveis estruturais (a exemplo da biomassa acima do solo, capacidade de armazenamento do dossel, índice de área foliar, área basal, entre outros parâmetros fitossociológicos), enquanto para outras variáveis (por exemplo, cobertura do dossel, densidade do caule, fração de vazio), as diferenças podem

estar mais relacionadas às condições locais, especialmente à altitude local.

Uma questão que surge disso é que a magnitude ou as taxas de processos hidrológicos estão relacionados à escala da estrutura e complexidades das florestas estruturadas (LIMOUSIN *et al.*, 2008). Especialmente quando estudamos florestas tropicais sazonalmente secas que estão presentes em diferentes partes do planeta com diferenças na quantidade de chuva, condições de solo e altitude, estes oscilam conforme a localização e o extrato analisado (GONZÁLEZ-M *et al.*, 2018).

Uma das principais práticas de uso e ocupação do solo no semiárido brasileiro tem sido o corte e a queima de vegetação nativa para introduzir culturas ou pastagens anuais (SOUSA *et al.*, 2012). Esta questão é fundamental para a investigação da comunidade científica preocupada com as mudanças ambientais globais (MUÑOZ-ROJAS *et al.*, 2015). Especialmente nos trópicos semiáridos, as mudanças na cobertura da terra associadas a diferentes tipos de uso da terra são importantes agentes de mudança e degradação ambiental (WICK; TIESSEN; MENEZES, 2000; FRACETTO *et al.*, 2012; SÁ *et al.*, 2013). São intervenções que levaram a um declínio na qualidade do solo por meio de mudanças significativas em suas propriedades físicas, químicas e biológicas em resposta à redução e erosão da matéria orgânica do solo (MOS) (JORDÁN *et al.*, 2010; BARBERA *et al.*, 2012).

Estudos realizadas na FTSS por González-M *et al.* (2018), indicaram que fatores ambientais, antrópicos e temporais contribuem para a distinção entre grupos com diferentes espécies vegetais, principalmente devido ao manejo de espécies de árvores que são favorecidas em estágios sucessórios iniciais, sendo um fator determinante da composição da comunidade vegetal em florestas secas.

A literatura tem demonstrado que o solo está naturalmente sujeito a variações em suas propriedades físicas, químicas e biológicas no espaço e no tempo, decorrentes da complexa interação entre pedologia, topografia, vegetação e clima (ARAÚJO *et al.*, 2018). Tornando-se necessário compreender a variabilidade espacial dos atributos físicos e químicos, com comportamento mais estático (por exemplo, textura e granulometria) ou dinâmico (por exemplo, carbono orgânico e condutividade elétrica) para orientar estratégias de manejo florestal (CRUZ *et al.*, 2011; OLIVEIRA *et al.*, 2013), especialmente em regiões semiáridas, onde a vegetação natural da Caatinga foi substituída por sistemas agrícolas, que causam alterações nas propriedades do solo (BARROS; CHAVES, 2014). O semiárido possui diferentes tipos de solo, desde rasos, rochosos e relativamente férteis até profundos, arenosos e inférteis (SAMPAIO *et al.*, 2010).

A regulação do teor e da disponibilidade de nutrientes do solo, vista como

fertilidade do solo do ponto de vista humano, depende de mecanismos relacionados à reciclagem de nutrientes (BALVANERA; CASTILLO; MARTÍNEZ-HARMS, 2011). Estes incluem ressorção de nutrientes das folhas antes da abscisão, imobilização microbiana de nutrientes, presença de agregados de solo, camadas de areia e folhas (MAASS *et al.*, 2005).

Devido ao processo de degradação das FTSS é necessário compreender os manejos aplicados a esse tipo de floresta, pois os sistemas de manejo que garantem a sustentabilidade para os processos produtivos e extrativistas em uso devem ser flexíveis em termos de adaptabilidade a diferentes áreas semiáridas (GIONGO *et al.*, 2011).

O desenvolvimento da vegetação é condicionado principalmente pela disponibilidade de água dentro do ambiente de floresta tropical sazonalmente seca (STERCK *et al.*, 2011). Por isso, é essencial utilizar a gestão correta que favoreça a ocorrência de interação no nível sistêmico benéfico e na produção de diversos serviços ecossistêmicos (CADEMUS *et al.*, 2014).

As florestas semiáridas são especialmente propensas a sofrer de tendências observadas/projetadas de precipitação pluviométrica, temperatura e evapotranspiração (LINDNER *et al.*, 2014) que podem colocar muitas dessas regiões vulneráveis à degradação (PEÑUELAS *et al.*, 2018). Dependendo da perspectiva, isso pode implicar riscos ou oportunidades para serviços ecossistêmicos para a humanidade (HOLMGREN *et al.*, 2013).

As projeções climáticas indicam que as condições mais quentes e secas continuarão a se intensificar em áreas secas globais (COOK *et al.*, 2015), provavelmente resultando na expansão global das áreas secas (HUANG *et al.*, 2016; HUANG *et al.*, 2017). Como resultado, é preciso melhorar nossa compreensão desses ecossistemas importantes e vulneráveis.

O manejo das florestas para mitigar as mudanças climáticas tem recebido atenção internacional significativa nos últimos anos utilizando dados estimados que, devido às diversas metodologias desenvolvidas e às condições climáticas de cada floresta, é essencial a análise desses dados, além de compará-los com metodologias e manejos já empregados e usualmente consagrados (MATTSSON *et al.*, 2016; GONZÁLEZ-M *et al.*, 2018).

2.2 Floresta tropical sazonalmente seca - Caatinga

A Caatinga, com sua vegetação predominantemente xerófila, é o único bioma que se encontra inserido inteiramente entre os limites territoriais brasileiros (PIMENTEL, 2016). Segue distribuída em uma área de cerca de 844.453 km², equivalente a 10% do território nacional, composta por arbustos espinhosos e florestas sazonalmente secas, extremamente

heterogênea e cuja biodiversidade apoia diversas atividades econômicas agrosilvopastoris e industriais (SFB, 2013). Há um complexo mosaico de sócio ecossistemas derivados de FTSS que podem ser organizados ao longo de um gradiente de intensidade de transformação.

No geral, este é particularmente o caso de florestas tropicais sazonalmente secas, compreendendo paisagens modificadas pelo homem que vivem nesses ambientes (SÁNCHEZ-AZOFEIFA *et al.*, 2014). A biomassa também está envolvida com a ciclagem de nutrientes e a viabilidade a longo prazo da agricultura de corte e queima, pois geralmente opera devido aos baixos insumos oferecidos aos habitantes da FTSS (SANCHEZ, 2002). É essencial compreender a recuperação florestal, o ganho de biomassa e os serviços/funções prestados pelas florestas secundárias em paisagens onde tais produtos florestais são vitais para o sustento da população que vive em áreas com FTSS.

Em muitos casos, os efeitos do corte e da queima não permitem a recuperação completa da biomassa acima do solo (CHAZDON *et al.*, 2007). Além disso, a remoção da biomassa via forragem, lenha, madeira e outros produtos florestais aumenta os nutrientes exportados, excedendo alguns limites de resiliência, tornando-se florestas cada vez mais degradadas (MELITO; METZGER; OLIVEIRA, *et al.*, 2018).

A colonização de áreas previamente preservadas começou há décadas, e desde então parte das florestas originalmente preservadas foi convertida em vegetação secundária e terras agrícolas, devido à agricultura de corte e queima (ORIHUELA-BELMONTE *et al.*, 2013). Esse tipo de produção agrícola é um sistema cíclico que inclui um curto período de cultivo de milho e feijão, seguido de um período de descanso que pode durar até dez anos, mas nos últimos anos tem sido reduzido para dois a quatro anos devido à intensificação do uso da terra (CONANP, 2006).

Estudos sobre ciclagem biogeoquímica são importantes para entender melhor a resposta da vegetação às mudanças climáticas e distúrbios antrópicos, como cortar plantas para produzir lenha, introduzir animais domésticos na forragem e a prática de corte e queima da agricultura. Esses protocolos e estratégias devem ser específicos para cada tipo de solo e condições climáticas (ALTHOFF *et al.*, 2016). Sendo urgentes estudos que avaliem os impactos a longo prazo de diferentes práticas de permanência do homem nessas áreas (GARIGLIO, 2010).

Em um estudo sobre as afinidades florísticas dos diferentes ecossistemas em FTSS, Moro *et al.* (2016) verificaram a formação de três grupos principais: Caatinga cristalina, Caatinga sedimentar e *Insebergs*. Quanto ao número de espécies vegetais que compõem essa vegetação, considerando apenas árvores e arbustos, mais de 1.700 espécies foram catalogadas, das quais 318 são endógenas (MORO *et al.*, 2014).

A Caatinga é um bioma florestal do semiárido, característico de um clima marcado por fortes secas e incêndios recorrentes (BRAND, 2017). Nessas condições, as espécies de árvores dominantes desenvolveram algumas adaptações, tais como: alta capacidade de regeneração por brotos e cepas, resposta rápida e alta taxa de crescimento em períodos úmidos e redução do metabolismo em períodos secos (RIEGELHAUPT; PAREYN; GARIGLIO, 2010).

A seca severa pode resultar em declínios significativos na produtividade primária líquida e eventos de mortalidade de árvores em larga escala, que receberam ampla atenção de pesquisadores agroflorestais e ecológicos (ALLEN *et al.*, 2010; HICKE; ZEPPEL, 2013). Várias estratégias fisiológicas das plantas foram documentadas em resposta à seca, incluindo fechamento de folhas, diminuição do potencial hídrico e alterações de fluorescência (BRESSON *et al.*, 2015; YAN *et al.*, 2015).

O fechamento do estômato nas folhas pode ajudar a manter um nível favorável de água das folhas durante a seca, embora isso dependa da gravidade e duração do estresse e reduza o movimento de CO₂ e vapor de água (BRESSON *et al.*, 2015). Portanto, os efeitos de uma seca tornam-se evidentes a nível de estômato, reduzindo sua abertura para evitar a dessecação (FLEXAS; MEDRANO, 2002).

A taxa de fotossíntese é então afetada pela deficiência interna de água após o fechamento estomático, e a fotossíntese líquida é inevitavelmente reduzida devido à diminuição da disponibilidade de CO₂ no nível de cloroplasto (GALLÉ; HALDIMANN; FELLER, 2007). A diminuição da capacidade de fotossíntese mesofílica e da eficiência da carboxilação também contribuem para a diminuição da fotossíntese em condições severas de seca (GALMÉS; MEDRANO; FLEXAS, 2007).

O Semiárido Brasileiro é composto por 1.262 municípios, dos estados do Maranhão, Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco, Alagoas, Sergipe, Bahia e Minas Gerais, correspondendo a uma área de 1,13 milhões de km² (BRASIL, 2017). A Caatinga possui aproximadamente 826.411 km² (MMA, 2016). Até o início dos anos 2000, 15% da região já se encontravam em processo de desertificação (CASTELLETTI *et al.*, 2003) e até o final do ano de 2011, cerca de 46% de sua área total já haviam sido desmatadas (MMA, 2011), elevando a Caatinga ao *status* de terceiro bioma brasileiro mais modificado pelo homem (ALVAREZ; OLIVEIRA, 2013).

As adversidades decorrentes da distribuição irregular das chuvas são recorrentes nessa região e, ao que parece, tendem a aumentar. Guerreiro *et al.* (2013) constataram que, para o estado do Ceará, uma tendência de queda na precipitação pluviométrica mensal pode afetar o armazenamento de água e a produção agrícola, especialmente a agricultura familiar que é

totalmente dependente das chuvas. Além disso, mesmo em anos em que as chuvas estão dentro da média, a ocorrência de veranicos pode afetar essa agricultura (LOPES, 2018). Segundo Andrade *et al.* (2016), a maior certeza da realidade semiárida brasileira é a incerteza de seu regime pluviométrico e a predominância dos solos cristalinos, exigindo o uso da máxima eficiência desses recursos.

Nas regiões semiáridas, as interações entre o fornecimento de forragem e a preservação de ambientes são necessários para a produção pecuária e o controle da erosão, visando reduzir os efeitos nocivos das práticas agrícolas, como a produção de forragem de longo prazo devido à degradação das áreas de pastagem (LINSTÄDTER *et al.*, 2016; KIMITI; RIGINOS; BELNAP, 2017). Uma vez que a sociedade poderá se beneficiar da oferta média de serviços ecossistêmicos, ao mesmo tempo que a pastagem afeta negativamente as perspectivas dos serviços ecossistêmicos ao longo prazo, a compensação precisa ser detectada e considerada nas decisões de gestão (GUUROH *et al.*, 2018). Tais ações cabem aos gestores das bacias que buscam a sustentabilidade econômica, alimentar e ambiental quando se trata do ambiente árido e semiárido.

A implementação de um plano de manejo no âmbito da bacia hidrográfica pode alterar a geomorfologia por meio de seus impactos na erosão do solo, sendo que essas mudanças por sua vez, têm seus efeitos diretos e indiretos sobre o processo hidrológico e a distribuição de sedimentos (YAN *et al.*, 2015).

A restauração da vegetação é uma das principais práticas de manejo das bacias hidrográficas, pois permite o aumento da cobertura florestal em bacias hidrográficas, alterando a geomorfologia local em termos de rugosidade superficial, sistemas radiculares e macroporosidade; e essas alterações no aspecto geomorfológico, por sua vez, afetam o processo hidrológico e a sedimentação (GYSSSELS *et al.*, 2005; MOHAMMAD; ADAM, 2010).

Outrossim, Hao *et al.* (2004) relataram que o aumento da cobertura florestal resultou em diminuição do escoamento superficial. Os coeficientes de escoamento das bacias hidrográficas diminuíram com o aumento da cobertura vegetal (BI *et al.*, 2009; ZHANG *et al.*, 2009).

No tocante à eficiência no pastoreio, essa poderia ser conseguida reduzindo o número de animais, expandindo áreas de pastagem ou fornecendo ração extra, evidenciando a necessidade de um plano local de manejo de pastagens, incluindo a implementação de um sistema de rotação regularmente vinculativo, que permite que as áreas se recuperem de impactos de pastagem (SCHULZ *et al.*, 2019).

2.3 Planos de Manejo Florestal Sustentável

O Plano de Manejo Florestal Sustentável (PMFS), refere-se a um documento técnico básico que contém as diretrizes e procedimentos para a administração florestal, visando à obtenção de benefícios econômicos, sociais e ambientais, tendo em vista a definição de Manejo Florestal Sustentável (BRASIL, 2006; FAO, 2009). Neste, o uso de múltiplas espécies madeireiras, múltiplos produtos não madeireiros e subprodutos, bem como o uso de outros bens e serviços florestais devem ser considerados cumulativamente ou alternativamente (MMA, 2017).

Os estudos realizados por Gariglio (2010) e Bestelmeyer *et al.* (2015) identificaram o estrato de árvores como parte fundamental no fornecimento de forragem na Caatinga, priorizando o estudo de diversas alternativas de gestão, visando aumentar a oferta, disponibilidade e qualidade da forragem. Isso resultou em um conjunto de técnicas como o raleamento, redução do estrato de árvores e o enriquecimento do estrato herbáceo, adaptado a diferentes situações ambientais, produtivas e sociais (LOPES, 2018).

A busca para melhorar os índices produtivos no semiárido tem sido preocupação desde longas datas (ALLEN *et al.*, 2010; HICKE; ZEPPEL, 2013; LOPES, 2018). No caso do manejo da vegetação para fins de forragem, o pioneirismo experimental teve início na década de 80, no Centro Nacional de Pesquisa de Caprinos da Embrapa em Sobral/CE (GARIGLIO, 2010). Enquanto o manejo da vegetação para fins madeireiros teve início em 1982 com a instalação de dois planos de manejo para a produção de carvão vegetal no estado do Rio Grande do Norte, objetivando atender à demanda energética de fábricas de cimento (RIEGELHAUPT; PAREYN; GARIGLIO, 2010; MENEZES *et al.*, 2012; VIEIRA *et al.*, 2013). Tais estudos na região do Seridó, no Rio Grande do Norte, também objetivaram atender às demandas de energia industrial (RIEGELHAUPT; PAREYN; GARIGLIO, 2010, ALTHOFF *et al.*, 2016).

Dentre várias alternativas, como reflorestamento com espécie de algaroba, implantação de sistemas agroflorestais, desmatamento para uso alternativo da terra, tem-se que a alternativa mais viável foi a produção sustentável de lenha de carvão, extraída da Caatinga manejada (LOPES *et al.*, 2020).

No Estado do Ceará, o número de PMFS em assentamentos totalizam 65, em uma área de aproximadamente 33.618 ha. O que representa uma média de 36 ha/lote, atingindo uma produtividade média de madeira da ordem de 174,26 St/ha, cuja receita bruta estimada de 60 dos 65 PMFS em quinze anos é de aproximadamente R\$ 92.375.227,21 (AQUINO *et al.*, 2019). Paralelamente às verificações da intensa demanda por produtos energéticos, e à implementação

de planos de manejo florestal na Caatinga, outras técnicas alternativas para explorar os recursos naturais dessa vegetação em relação aos tradicionais têm sido praticadas e estudadas.

É o que se define como sistemas agroflorestais (SAFs) que, em geral, são caracterizados por sistemas de uso da terra que associam espécies perenes lenhosas (arbóreo ou arbusto) com culturas agrícolas e/ou pecuárias distribuídas em diversas formas e modelos espaciais (BATISH *et al.*, 2008; ORIHUELA-BELMONTE *et al.*, 2013). O Centro de Gestão e Estudos Estratégicos (CGEE) (2022) acrescenta que os SAFs são a replicação da cobertura vegetal florestal, sendo o aspecto de diversificação, a essência e sua fundação, podendo ser dividida em silviagrícolas, silvipastoris e agrossilvipastoris. Os trabalhos de Lebrija-Trejos *et al.* (2010a) e de Araújo Filho (2013) são exemplos desses estudos na Caatinga.

Os autores Lebrija-Trejos *et al.* (2010a) e Araújo Filho (2013) mencionam que na verificação do comportamento dos ecossistemas naturais dessa floresta, e nas observações empíricas dos processos de sucessão secundária da vegetação surgiram as ideias de desenvolvimento de programas de pesquisa que visavam avaliar a manipulação da vegetação lenhosa, a fim de aumentar a produção de forragem. Assim, em termos de níveis ou intensidades de manipulação da vegetação, foram propostas seis alternativas: Caatinga Nativa, rebaixada, raleada, rebaixada e raleada, desmatada e Caatinga enriquecida.

Pesquisas desenvolvidas por Aquino *et al.* (2017a), apresentaram uma significativa produção herbácea de forragem e aumento dos estoques de carbono do solo em uma área raleada, e esses autores indicaram que esse manejo pode aumentar a produção de forragens para ruminantes e, ao mesmo tempo, melhorar a conservação do solo, a produção de água e contribuir para a mitigação do aquecimento global. Outros estudos, que visam avaliar e compreender a dinâmica na área da Caatinga devido aos diversos usos a que está submetida, foram desenvolvidos por Araújo Filho (2013), Apolinário *et al.* (2016), Aquino *et al.* (2017b), Ribeiro Filho *et al.* (2016) e Santos *et al.* (2013). Estudos com essas mesmas abordagens têm sido desenvolvidos em outras florestas secas do mundo (STEGEN *et al.*, 2011; SAHU; SURESH; RAVINDRANATH, 2016; SANAPHRE-VILLANUEVA *et al.*, 2016; SCHILLING *et al.*, 2016).

Quanto à dinâmica do acúmulo de biomassa e das taxas anuais de incremento nas áreas do plano de manejo florestal em Caatinga, os estudos ainda são escassos, a exemplo do estudo de Lopes *et al.* (2020). Como resultado, os estudos de Gariglio (2010) mencionam que apenas em 2003, foi criada a Rede de Manejo Florestal da Caatinga (RMFC), que visa atuar em toda a região do semiárido, tendo os seguintes objetivos gerais: (i) consolidar e ampliar a base técnico-científica da experimentação do manejo florestal nesse bioma; (ii) gerar informações

consistentes e sistematizadas, e (iii) disponibilizar as informações obtidas aos mais diferentes públicos, como tomadores de decisão, produtores rurais, consumidores de lenha e carvão, entre outros.

Araújo e Silva (2010) informaram que, na Unidade Experimental Fazenda Belo Horizonte, no município de Mossoró/RN, já foram instaladas no ano de 1984, unidades experimentais, totalizando uma área de 15,37 ha. Os autores ainda verificaram que houve recuperação de 117% e 160% do estoque inicial de biomassa para tratamentos com corte raso com preservação das imburanas, e corte seletivo ($DAP > 3$ cm), respectivamente, após 20 anos.

Ao analisar a dinâmica da regeneração da vegetação da Caatinga na Unidade Experimental do Projeto de Assentamento Recanto III, município de Lagoa Salgada/RN, após 11 anos de crescimento da vegetação, Pareyn *et al.* (2010) observaram que a regeneração resultou independentemente da prática ou tipo de corte aplicado e que a densidade das espécies variou de 100% a 200% do observado no pré-tratamento, enquanto a recuperação do volume de biomassa atingiu 27% a 66% do estoque original. Os supramencionados autores também observaram que o incremento médio anual encontrado, em torno de $2 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, portanto a vegetação levaria, em média, 20 anos para refazer o estoque original.

Em pesquisas para determinar os impactos do manejo florestal em vegetação de Caatinga, Riegelhaupt, Pareyn e Gariglio (2010) realizaram estudos de caso em duas áreas de planos de manejo florestal localizados nos municípios de Pacajus e Caucaia, no Ceará. Os pesquisadores não possuíam dados de inventários florestais realizados no momento da implantação dos planos, por isso compararam as áreas gerenciadas (4 a 14 anos), com as Reservas legais das propriedades (com idades entre 40 e 45 anos), que eram de idades variadas. Estudos como o de Conti *et al.* (2014) verificaram que o manejo florestal aplicado nessas áreas, embora utilizando a técnica de corte raso aumentou a riqueza e diversidade de espécies lenhosas presentes na área.

Avaliando o impacto do manejo da vegetação da Caatinga, Lopes (2018) verificou que a exploração e o aporte de resíduos (biomassa restante - ramos), entre 3 e 18 Mg ha^{-1} , respectivamente, encontraram-se na área explorada na forma de cepas, das quais houve regeneração da maioria das plantas via brotação. A técnica de raleio em vez de corte raso contribui para aumentar a participação de outras espécies consideradas fundamentais nesses ambientes controlados e, ao mesmo tempo, estimula a produção de forragem, esta parece uma técnica mais adequada.

Quanto à relação entre geração de renda e manejo florestal em assentamentos de Pernambuco, Gomes *et al.* (2013) desenvolveram um estudo em Assentamentos com planos de

gestão (famílias separadas que participam ou não dessa atividade) e Assentamentos sem planos de gestão. Observaram que as famílias que realizaram a atividade de manejo florestal apresentaram melhor situação, representada por um equilíbrio financeiro final maior do que o equilíbrio das famílias que não incluíram a gestão em sua renda.

Segundo esses autores, esse fato mostra que essa atividade tem desempenhado um papel fundamental para os colonos, muitas vezes tirando-os de uma situação de subsistência e levando-os a uma condição de sustentabilidade devido à complexidade ambiental que envolve ações antrópicas como as estudadas por Conti *et al.* (2014) e Melito, Metzger e Oliveira (2018). Entretanto, esses destacaram que o manejo florestal isolado não apresenta quantidade suficiente para suprir as necessidades totais das famílias. Diferentemente de Carvalho *et al.* (2000), Gariglio e Barcellos (2010) e Gomes *et al.* (2013) na qual concordam que o manejo florestal sustentável apresenta um diferencial na dinâmica financeira dos agricultores familiares assentados.

No entanto, embora as informações já disponíveis, em geral, apontem para um uso mais sustentável dos recursos naturais com a implementação de PMFS na Caatinga, ainda há muitas perguntas a serem respondidas. Riegelhaupt, Pareyn e Gariglio (2010), Lamb (2015) e Reif e Theel (2017) mostram a existência de um déficit do quadro normativo e a quase total falta de previsões, critérios e indicadores capazes de avaliar a eficácia da gestão aplicada e seus reais impactos na sustentabilidade do uso florestal. Mostrando assim que os órgãos estaduais de meio ambiente precisam fazer conferências minuciosas nas áreas exploradas e nas previstas com PMFS. As informações inventariadas são consideradas valores fixos e imutáveis, desconsiderando o fato evidente de que as florestas crescem e que seu volume pode variar ao longo do tempo. Além disso, não há avaliação do incremento florestal após exploração e/ou conferência se as estimativas preliminares do aumento foram alcançadas na prática nas áreas geridas.

Além disso, há três grandes beneficiários do manejo florestal da Caatinga: (i) o produtor rural, por ter a gestão como alternativa produtiva em sua propriedade para gerar renda de forma sustentável; (ii) o consumidor (indústria ou comércio), por obter sua fonte de energia de forma legalizada e regularizada (fornecimento contínuo de origem conhecida); e (iii) o Estado, pois ao exercer o manejo florestal sustentável, gera emprego, renda e legaliza a produção e o consumo de produtos florestais (PAREYN, 2010).

A exploração da Caatinga ocorre basicamente em três formas: (i) desmatamento legal, autorizado pelos órgãos competentes, para fins alternativos de uso da terra (agricultura e pastagem); (ii) manejo florestal sustentável, autorizado pelos órgãos competentes, para fins de

produção madeireira; e (iii) desmatamento ilegal, com a finalidade de uso alternativo da terra e produção de madeira (PAREYN, 2010).

Quanto ao uso da vegetação, destacam-se três categorias de uso de espécies da Caatinga, tais como: construção civil (70,49%), medicamentos (65,57%) e biocombustível (54,91%). Ainda, segundo o estudo que abrangeu 20 levantamentos fitosocológicos realizados em um período de 36 anos, catalogou-se 43 famílias, 130 gêneros e 225 espécies (SANTOS *et al.*, 2008). Outra parte da vegetação é utilizada como pasto nativo, com animais consumindo vegetação herbácea presente na estação chuvosa e folhas de árvores e arbustos na estação seca (SCHACHT *et al.*, 1989). Como combustível, a lenha pode ser usada como fonte de energia para indústrias, comércio e residências, além do carvão vegetal (PAREYN, 2010; BRAND, 2017; LOPES, 2018).

Nesse contexto, no Brasil, a mudança no uso da terra, ou seja, a conversão de terras florestais em terras agrícolas é a principal causa do desmatamento. A degradação florestal também ocorre, o que implica a redução dos estoques de biomassa das florestas e a redução de sua taxa de crescimento, gerando importantes emissões de CO₂, e conseqüentemente reduzindo sua capacidade de fixação tanto na atmosfera, quanto na biomassa viva, biomassa morta e aporte de carbono no solo (SONG *et al.*, 2013).

O monitoramento a longo prazo de projetos de restauração em larga escala é fundamental porque nos permite avaliar seu sucesso ou corrigir suas previsões, gerando recomendações de manejo ecológico (enriquecimento, controle de espécies invasoras e espécies exóticas). Portanto, a aplicação dessas ações corretivas pode garantir o sucesso do projeto já nos primeiros anos de implantação (MELO *et al.*, 2013; LAMB, 2015).

No entanto, o monitoramento da restauração é um desafio especialmente em projetos de grande escala (VIANI *et al.*, 2017), principalmente porque a avaliação de campo de vários indicadores pode ser demorada, com alto custo e exigir técnicos treinados (LAMB, 2015; REIF; THEEL, 2017). Além disso, uma definição clara de qual indicador deve ser medido, e a frequência de avaliação são ainda bastante carentes de informação (RODRIGUES *et al.*, 2009).

No semiárido, o manejo florestal da vegetação nativa surge como uma alternativa sustentável que combina a conservação dos recursos naturais com a geração de renda para as comunidades rurais. Já existem disponíveis na região, sistemas de manejo florestal desenvolvidos e testados para garantir a produção sustentável de lenha, carvão e outros produtos madeireiros e não madeireiros, permitindo também a integração com a pecuária extensiva (SILVA; SOARES; PAREYN, 2008; ALTHOFF *et al.*, 2016). Ademais, tornam-se necessário estudos científicos mais aprofundados para monitorar e quantificar o impacto real, além de obter

conclusões mais seguras acerca desses planos de manejos no bioma Caatinga.

2.4 Produção de Biomassa em FTSS

As florestas tropicais secas compreendem pouco menos da metade das florestas subtropicais e tropicais do mundo, caracterizadas, na grande maioria, pela presença de populações economicamente vulneráveis (MURPHY; LUGO, 1986). As florestas secas fornecem uma ampla gama de serviços ecossistêmicos, desempenhando um papel importante e complexo no apoio aos sistemas agrícolas, dos quais dependem milhões de agricultores (CHIDUMAYO, 2010).

Sazonalidade, intensidade pluviométrica e déficit hídrico são variáveis críticas que controlam as diferentes Caatingas fisiogênicas e sua biomassa associada (CASTANHO *et al.*, 2020a). A região da Caatinga ocupa um espaço bioclimático seco distinto de outras grandes regiões sul-americanas (SILVA; SOARES; PAREYN, 2008). A biomassa florestal refere-se ao acúmulo de matéria seca como resultado da fotossíntese, sendo uma das características quantitativas mais básicas dos ecossistemas florestais (KAASALAINEN; LINDROOS; HYYPPA, 2007).

Além dos serviços ecossistêmicos que garantem a subsistência da população inserida em florestas tropicais secas, estes desempenham um papel fundamental no sequestro de carbono da atmosfera. Em diversos estudos, dados quantitativos sobre o estoque de carbono podem ser verificados em inúmeras formações florestais, como na floresta tropical (SONG *et al.*, 2013), savanas de árvores e arbustos (REZENDE *et al.*, 2006; PAIVA; REZENDE; PEREIRA, 2011; SCHULZ *et al.*, 2016; HOUGHTON; NASSIKAS, 2017; TOBÓN *et al.*, 2017) e florestas temperadas (THURNER *et al.*, 2014; KÖHL *et al.*, 2015).

As áreas florestais desempenham um papel importante no ciclo global do carbono (C), com quase 50% do C atmosférico armazenados em florestas tropicais (PAN *et al.*, 2011), de modo que mudanças significativas no uso e cobertura da terra levam a grandes perdas de C para a atmosfera (HOUGHTON; NASSIKAS, 2017).

Grande parte do esforço de pesquisa se concentrou em florestas tropicais úmidas, negligenciando o armazenamento de carbono em florestas tropicais secas (FTSS) (JARAMILLO *et al.*, 2011; GEI; PODERES, 2013). O FTSS representa mais de 40% de todo o bioma de florestas tropicais (CAO *et al.*, 2016) e abrange quantidades importantes de C na vegetação, quando se considera além de 1 metro de profundidade (39-57 Mg C ha⁻¹), e solos (40-80 Mg C ha⁻¹) (HOUGHTON; NASSIKAS, 2017).

As informações sobre o sequestro de carbono atmosférico por FTSS são escassas e incertas, de acordo com estudos realizados por Dirzo *et al.* (2011), aproximadamente 48% da área original coberta por FTSS foram modificadas. No México, cerca de 25-36% dos 33,5 milhões de hectares originais de FTSS primário permanecem com uma importante extensão da floresta secundária (DIRZO *et al.*, 2011; TOBÓN *et al.*, 2017).

A redução da área ocupada por FTSS segue sob pressão constante, sendo considerada um dos ecossistemas mais ameaçados e menos estudados nos trópicos (DIRZO *et al.*, 2011). Além disso, sob os cenários de manejo do solo e cobertura e sua consequente influência nas mudanças climáticas, são necessários estudos intensivos para uma melhor compreensão do comportamento de longo prazo e dos condutores do sequestro de C na floresta tropical seca.

As florestas tropicais são geralmente mais eficazes no sequestro de C do que outros ecossistemas florestais devido à sua alta produção de biomassa herbácea (CLEVELAND *et al.*, 2015). A quebra do equilíbrio homeostático pela alteração da cobertura florestal contribuirá diretamente para mudanças na ciclagem biogeoquímica de nutrientes resultantes de reduções e consumo da matéria orgânica da serrapilheira solo.

No entanto, não é recomendado coletar muitos dados sobre os vários estratos a partir de amostras destrutivas, pois não só consome tempo e requer muito trabalho, como também destrói indivíduos florestais (ZHU; LIU, 2015). Alternativamente, equações alométricas não destrutivas podem ser usadas para medir biomassa acima do solo (AGB) no campo, conforme usado por alguns autores (SAMPAIO; SILVA, 2005; LIANG *et al.*, 2011). A vegetação da Caatinga, devido às chuvas irregulares e limitadas do semiárido, raramente chega a 20 m. Vale acrescentar que a Caatinga é dominada por pequenas árvores e arbustos (SAMPAIO; SILVA, 2005).

Nesta condição, a floresta seca é decídua, logo após o término da estação chuvosa, com queda de folhas ocorrendo no início da estação seca (AMORIM; SAMPAIO; ARAÚJO, 2009). O tipo de vegetação e condições ambientais são determinantes na quantidade e qualidade do material que acumula sobre o solo das florestas, além de que o material que é depositado ao longo do ano das florestas desempenha um papel importante na formação da serrapilheira (BRASIL *et al.*, 2017).

Nas regiões de clima semiárido, a produção de serrapilheira é influenciada pelas estações do ano, implicando assim na formação da vegetação local. Autores como Lopes *et al.* (2009), Salgado *et al.* (2015) e Silva *et al.* (2015), estudando a produção de serrapilheira em uma área de Caatinga, constataram que há um pico de produção no início da estação seca,

mostrando uma estreita relação com a precipitação pluviométrica, confirmando assim o caráter decíduo desse bioma.

As equações alométricas que estimam AGB usam na grande maioria dos casos medidas de diâmetro de altura do peito (DAP), que é um parâmetro fácil de mensurar no campo. Embora esses métodos convencionais possam obter informações precisas sobre AGB, onde os dados de inventário de campo estão disponíveis, eles não são adequados para medir a distribuição espacial de AGB em uma grande área, porque as parcelas de campo são geralmente limitadas e geralmente escassas (SOENEN *et al.*, 2010). Uma das principais equações alométricas utilizadas para o bioma da Caatinga é a elaborada por Sampaio e Silva (2005), que apresentam equações gerais e específicas para componentes arbustivo e arbóreos da FTSS.

Equações específicas para cada espécie podem ser úteis para estudos populacionais, no entanto, a maioria dos estudos que exigem a estimativa de biomassa estão mais focados nas populações de plantas de uma determinada área. As equações alométricas podem variar muito, principalmente se forem obtidas a partir de um conjunto de dados com uma pequena gama de valores para diâmetro (SAMPAIO; SILVA, 2005).

O valor médio da biomassa nos 40 anos de tratamento estudado por Lopes (2018) ($43,28 \text{ Mg ha}^{-1}$) estão dentro do intervalo daqueles observado por Pereira Junior *et al.* (2016) em uma área com 35 anos de regeneração em um fragmento de floresta seca em Iguatu, Ceará. Na maior parte dessa floresta, os estoques de biomassa do extrato lenhoso estão entre 20 Mg ha^{-1} e 80 Mg ha^{-1} (SAMPAIO, 2010).

A biomassa encontrada por Lopes (2018) é equivalente também à encontrada em uma área com Caatinga, localizada próximo ao estudo, na Fazenda Experimental Vale do Curu (FEVC), da Universidade Federal do Ceará (UFC), no município vizinho, Pentecoste-CE. Nesta área sem pastoreio e em regeneração há 32 anos foi encontrada uma biomassa de $64,88 \text{ Mg ha}^{-1}$ (FEITOSA, 2017). No mesmo experimento, porém, em uma área em regeneração também há 32 anos, mas explorada na forma de pastagem nativa por consumo de caprinos, a biomassa encontrada foi menor ($47,10 \text{ Mg ha}^{-1}$), quando comparada com as parcelas mantidas conservadas.

Os ecossistemas florestais podem funcionar como sumidouros de carbono, e as florestas tropicais fornecem os maiores estoques de carbono global acima do solo (ECAS), com biomassa mais alta do que florestas temperadas e boreais (PAN *et al.*, 2011; KÖHL *et al.*, 2015). Florestas tropicais armazenam em média 40-50% de carbono em biomassa terrestre (PHILLIPS 1998; LEWIS *et al.*, 2009) e representam um terço da produtividade primária terrestre global (MALHI *et al.*, 2014) contribuindo significativamente para o ciclo global do carbono e a

mitigação das mudanças climáticas.

As árvores desempenham um papel importante na minimização da concentração de gases de efeito estufa, pois capturam parte do carbono presente na atmosfera (BRIANEZI *et al.*, 2013). Sabe-se que esse gás capturado é convertido em biomassa durante processos fotossintéticos ao longo do crescimento dos vegetais (CASTRO *et al.*, 2018). Assim, as árvores retêm carbono em seus constituintes, que é o elemento mais abundante na biomassa florestal (RIBEIRO *et al.*, 2010; BRIANEZI *et al.*, 2013).

Embora as florestas sejam fontes importantes ou depósitos de carbono, elas são frequentemente afetadas pela pressão das atividades humanas (HALL *et al.*, 2012; KEENAN *et al.*, 2015; PATRA; DEY, 2015). Tanto regionalmente, quanto globalmente, as atividades antrópicas perturbam os ecossistemas florestais através de mudanças na cobertura e uso da terra, fazendo com que os ecossistemas florestais funcionem como fontes, emitindo carbono para a atmosfera a partir da decomposição de tecidos mortos e/ou emissão do solo. Ademais, estes também podem funcionar como depósitos, a partir da captura de carbono atmosférico através do processo fotossintético (DENG; LIU; SHANGGUAN, 2014; XU *et al.*, 2017; BACCINI *et al.*, 2019).

As atividades humanas causam mudanças na cobertura e uso da terra, trazendo desafios na capacidade da floresta de se regenerar, funcionar e oferecer diversos serviços ecológicos, incluindo a capacidade de atuar como fontes e depósitos de carbono (KIMARO; LULANDALA, 2013; OJOY *et al.*, 2015). Essa capacidade de fixar carbono é estudada com as devidas especificidades de cada composição biótica da FTSS e seu relacionamento com a capacidade de estocar C e N no solo no semiárido brasileiro (GIONGO *et al.*, 2011; SAMPAIO; COSTA, 2011; PEREIRA JÚNIOR, 2016; AQUINO *et al.*, 2017b).

3 CAPÍTULO II – EQUAÇÕES ALOMÉTRICAS PARA ESTIMATIVA DE BIOMASSA ARBÓREA-ARBUSTIVA EM FRAGMENTOS DO BIOMA CAATINGA

3.1 Introdução

O Brasil detém uma das maiores áreas de florestas tropicais seca no mundo (MILES *et al.*, 2006), localmente conhecida como Caatinga (SAMPAIO, 1995), que é caracterizada pela menor disponibilidade de água entre florestas tropicais secas. A Caatinga cresce sob o clima semiárido e em uma variedade de solos, desde a argila rasa à arenosa profunda. A vegetação original foi cortada para a produção de lenha e para a implantação de sistemas agrícolas após o corte e queima da vegetação original, resultando em um vasto mosaico de áreas em diferentes estágios de regeneração (COSTA *et al.*, 2019).

Os estudos de biomassa florestal têm sido realizados com propósitos variados, como por exemplo, para a quantificação de ciclagem de nutrientes, fins energéticos, estudos de sequestro de carbono e para a avaliação do crescimento da floresta. Em qualquer dos casos referidos, todos são de grande importância para a tomada de decisões ligadas à gestão dos recursos florestais (BEHLING *et al.*, 2014).

É uma perspectiva desafiadora, uma vez que os distúrbios humanos tendem a intensificar o uso da terra e empobrecer as plantas, enquanto as mudanças climáticas expõem muitas florestas tropicais secas, como a vegetação da Caatinga, ao aumento da aridez (SANTOS *et al.*, 2014).

As diferenças no estoque de biomassa podem estar relacionadas ao estágio da sucessão florestal, que promove variação das espécies quanto ao acúmulo e distribuição de biomassa, número de perfis ou ainda à grande variação espacial e sazonal verificada em áreas cobertas pelo bioma Caatinga, principalmente em função da precipitação pluviométrica e na distribuição irregular das chuvas (LIMA JÚNIOR *et al.*, 2014).

Atributos estruturais podem variar mais fortemente do que atributos taxonômicos dentro das comunidades (devido a distúrbios) e entre as comunidades (devido aos gradientes ambientais), e podem ter um impacto direto maior sobre biomassa e processos ecossistêmicos (POORTER *et al.*, 2016).

A estimativa de biomassa é considerada uma importante ferramenta na avaliação e utilização de formações florestais, permitindo conhecer o potencial da produção de madeira para fins bioenergéticos, especialmente quando se trata do uso de todos os componentes das árvores (raiz, fuste e galhos) (VIRGENS *et al.*, 2017). Além disso, as estimativas de biomassa

podem ser utilizadas para diversos fins, como a avaliação da ciclagem de nutrientes, o sequestro de carbono (BEHLING *et al.*, 2014) e consequentemente, os impactos que a remoção da biomassa pode causar no meio ambiente (LIMA *et al.*, 2016).

A quantificação da biomassa nas florestas pode ser realizada por métodos diretos e indiretos (VIRGENS *et al.*, 2017). Os métodos diretos são aqueles que fornecem a medição real, como a pesagem em escala dos compartimentos das árvores, realizada diretamente no campo (RATUCHNE *et al.*, 2016). Os métodos indiretos consistem no uso de variáveis de fácil mensuração para obtenção de relações quantitativas e matemáticas, como fatores de expansão da biomassa e modelos alométricos, que permitem estimar a biomassa, sem a necessidade de derrubada de árvores (SILVEIRA *et al.*, 2008).

A biomassa acima do solo é um atributo fundamental das florestas tropicais, porque se correlacionam diretamente com a produtividade do ecossistema e vários serviços ecológicos globalmente relevantes (POORTER *et al.*, 2015). Portanto, dada a grande variação da estrutura entre os ecossistemas florestais a os estudos sobre a biomassa florestal, deve-se focar nas diferenças da alometria local e utilização das variáveis, tais como: diâmetro à altura do peito (DAP), altura das árvores (H) e densidade da madeira ajustadas às condições bioclimáticas (MATTSSON *et al.*, 2016).

Para que se possa representar diferenças fisionômicas da Caatinga e como as condições locais de solo, pluviométrica e altimétrica condicionam biomassa arbórea são avaliadas nesse estudo vegetações presentes no município de Russas com árvores de pequeno porte em solos menos férteis, diferindo em condições altimétricas da área avaliada em Canindé que possui uma vegetação de Caatinga arbustiva densa, inserida em locais com solos rasos no geral e que podem ser encontrados tanto em Neossolos Litólico como em Vertissolos. Condições semelhantes evidenciados por Wiegand, Piedra e Araújo (2016).

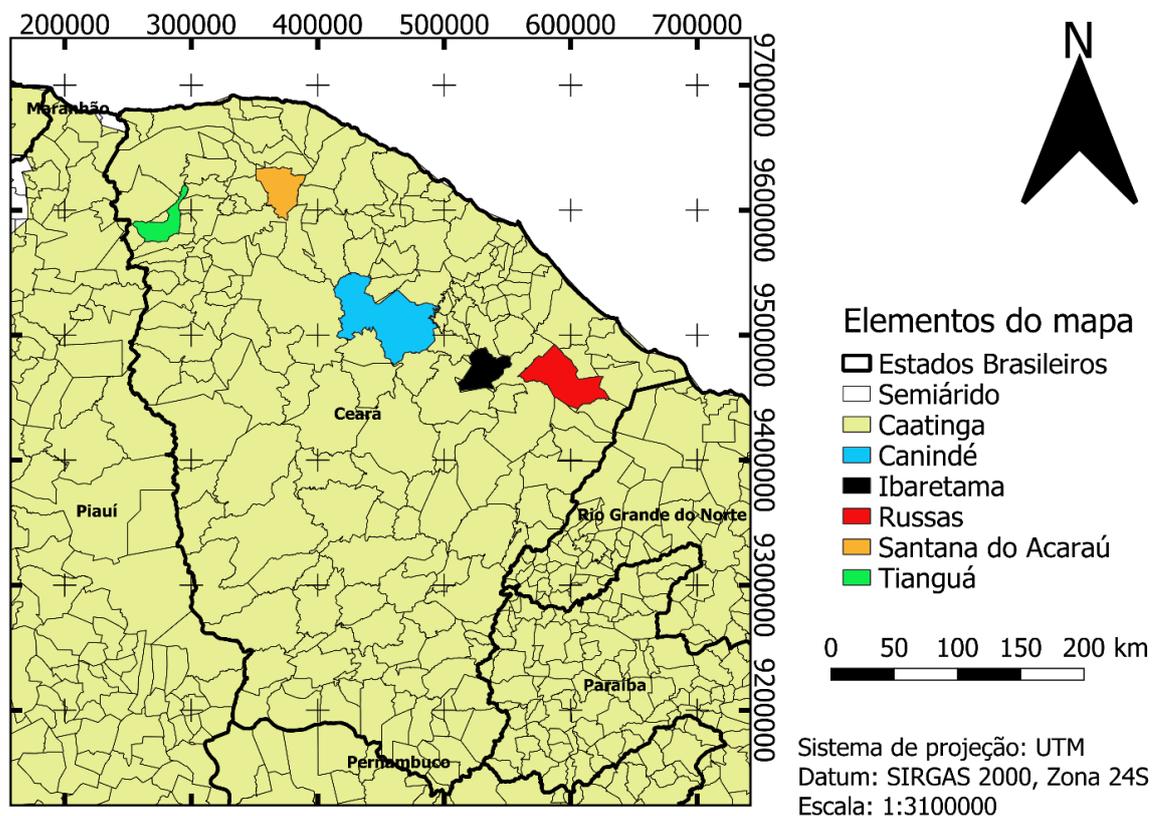
Diante do exposto, foi levantada a hipótese de que a grande diversidade biofísica da Caatinga inviabiliza o ajuste de equação alométricas generalista que possibilite a determinação precisa da biomassa arbórea acima do solo. Portanto, objetivou-se desenvolver equações alométricas gerais e específicas, por meio das medidas da biomassa acima do solo em fragmentos de floresta tropical seca da Caatinga em diferentes idades.

3.2 Material e métodos

3.2.1 Área de estudo

As áreas do estudo compreendem os projetos de assentamentos localizados em municípios de Canindé, Ibaretama, Russas, Santana do Acaraú e Tianguá, no estado Ceará, integralmente situados no bioma Caatinga, na região nordeste do Brasil, entre as coordenadas geográficas 3° 43' 33,53" a 4° 41' 51,76" S e 41° 10' 33,57" a 38° 20' 8,65" W.

Figura 1 – Destaque dos municípios que contém os projetos de assentamentos com os planos de manejo florestais monitorados



Fonte: <http://forest-gis.com>. 2022.

Os dados utilizados neste estudo foram obtidos junto ao Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (INCRA), presentes nos relatórios técnicos referentes aos planos de manejo florestal dos assentamentos de reforma agrária: Banhos, Frios, São José e Lenin da Paz II (Tabela 1).

Tabela 1 – Informações dos Projetos de Assentamentos contendo as parcelas monitoradas

PA	Área (ha)	Latitude (S)	Longitude (W)	Altitude (m)	AFA	AI do PMFS	CDO (Famílias)
Banhos (Russas)	2.360,6	4° 41,86'	38° 20,14'	90	1998	2013	70
Lennin da Paz II (Ibaretama)	2.065,2	4° 50,66'	38° 48,59'	180	2005	2015	48
São José (Tanguá)	1.349,3	3° 43,55'	41° 10,56'	776	1987	2016	43
Frios (Canindé)	1.068,7	4° 8,23'	39° 40,23'	150	2009	2015	21
Pajeú Inharé (Santana do Acaraú)	907,3	3° 36,34'	40° 8,33'	30	2000	2016	15

PA: Projetos de assentamentos; PMFS: Planos de Manejo Florestal Sustentável; AFA: Ano de Fundação do Assentamento; AI: Ano de Implantação; CDO: Capacidade de ocupação.

Fonte: Toniolo (2014; 2015a; 2015b; 2015c) e Alecrim (2015).

Todos os municípios mencionados são apresentados na Figura 1 e estão localizados no bioma Caatinga. A Caatinga é um dos maiores ecossistemas tropicais sazonais secos do mundo, inserida no semiárido brasileiro, ocupando uma área de aproximadamente 1,13 milhão de km², o que corresponde aproximadamente 13,25% do território brasileiro (BRASIL, 2017).

Como fonte secundária de receita, na área do plano de manejo onde foi realizada a extração de madeira, há uma oferta de suporte de forragem após o corte das árvores, visando o pastoreio do rebanho bovino e ovinocaprino, além de produzir alimentos de necessidade primária, sendo a implantação de culturas de subsistência, como milho e feijão em algumas áreas das parcelas. As atividades agrícolas e pastoris são adicionadas durante a implementação e desenvolvimento do Plano de manejo de acordo com as circunstâncias locais/climáticas e principalmente devido à decisão dos assentados de fazer nesse determinado ano ou período.

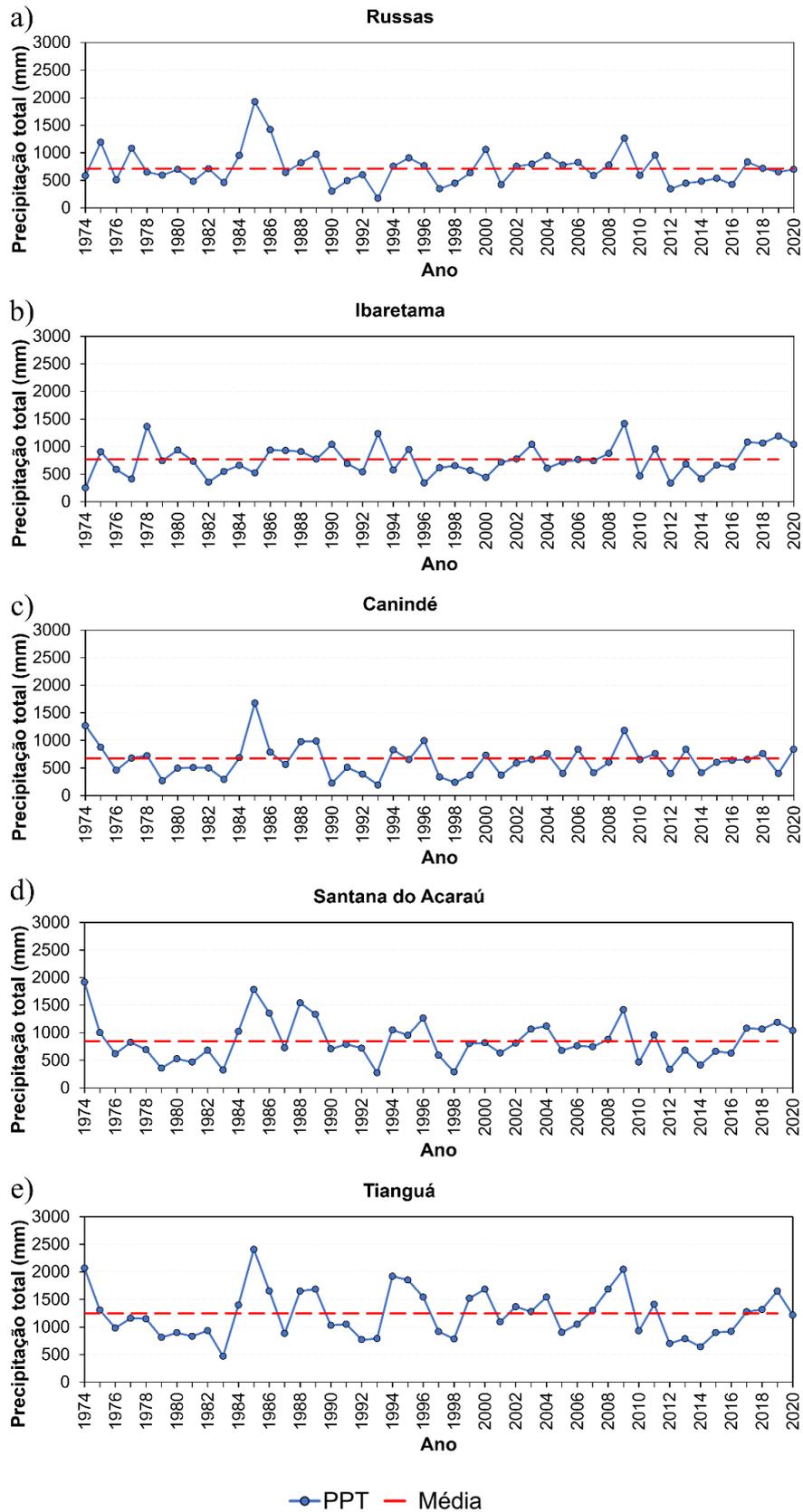
Planos de manejo florestal estão inseridos em composições florísticas muito diferentes. Os dados de caracterização dos PMFS foram adquiridos a partir de levantamentos e consultas bibliográficas em relatórios de planos de gestão relacionados a projetos de assentamento federal sob jurisdição do estado do Ceará, sendo geridos pelo INCRA, conforme supramencionado.

3.2.2 Aspectos climáticos

De acordo com a classificação climática de Geiger (1954), todos os municípios estudados são classificados como Aw, ou seja, clima tropical com estação seca de inverno. Os dados referentes à temperatura foram obtidos junto ao Portal ClimateData[®]. A precipitação

pluviométrica média anual, considerando os locais do estudo, oscilaram de: 638 a 1.233 mm. As parcelas monitoradas estão inseridas nos municípios de Canindé, Russas, Ibaratama, Santana do Acaraú e Tianguá, conforme demonstrado na Figura 2, bem como temperaturas mínimas e máximas, que variam de 22 °C a 27,9 °C (CLIMATE, 2020). Os dados das chuvas são provenientes de estações pluviométricas localizadas nas sedes dos municípios supramencionados, obtidas no banco de dados da Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos (FUNCEME) (CEARÁ, 2020). A distribuição temporal das chuvas para o período de 1974 a 2019 é apresentada na Figura 2.

Figura 2 – Distribuição temporal da série histórica da precipitação pluviométrica (1974 a 2019) para os municípios de: (a) Russas, (b) Ibaretama, (c) Canindé, (d) Santana do Acaraú e (e) Tianguá

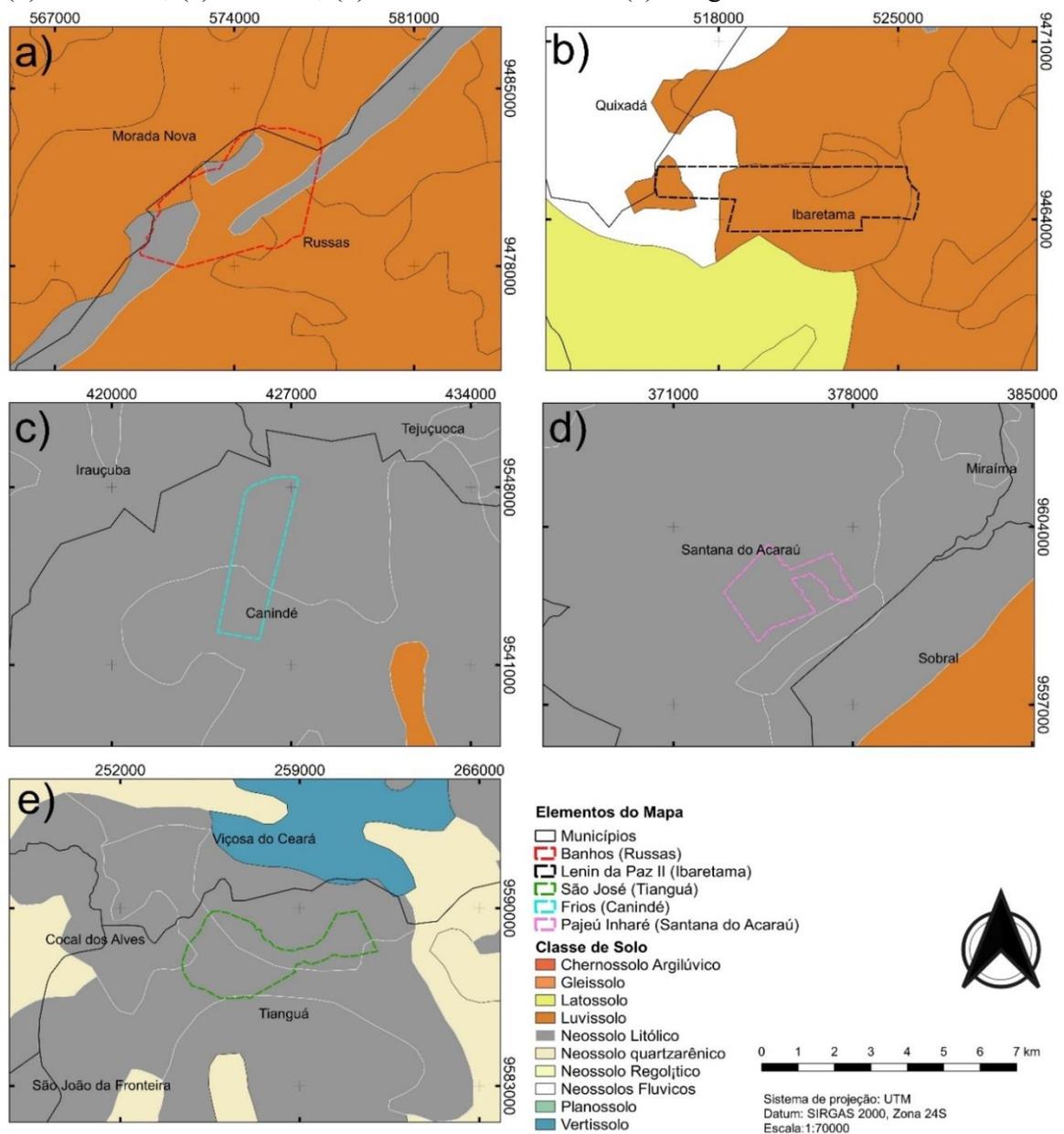


Fonte: Elaborada pelo autor.

3.2.3 Caracterização litológica e edáfica

O município de Russas e seus circunvizinhos exibem um complexo mosaico pedológico (Figura 3), em parte devido à sua diversidade litológica, particionamento do relevo, hidroclimatologia e cobertura vegetal natural, destacando-se a Caatinga, com seus estratos diversificados.

Figura 3 – Destaque das ordens de solo nos municípios com parcelas amostrais: (a) Russas; (b) Ibareta; (c) Canindé; (d) Santana do Acaraú e (e) Tianguá^{1,2}



Fonte: Forest Gis (2020).

¹Mapa de Solos do Brasil escala 1:5 milhões (SANTOS *et al.*, 2011).

²As informações representam a distribuição geográfica dos solos do Brasil, de acordo com Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SIBCS) até o terceiro nível categórico, sendo especificado as áreas de estudo (SANTOS *et al.*, 2018).

A litologia do município de Russas é formada predominantemente pelo complexo de Jaguaretama com rochas ígneas e em menor participação das formações sedimentares. Essas rochas promovem diferenças na permeabilidade da água e composição mineralógica que espelha a diversidade do solo (TONIOLO, 2014). O substrato geológico da região é essencialmente composto por rochas do embasamento cristalino, que permitem a formação de solos conforme descritos abaixo, cuja predominância no PA Banhos (Russas) é a ordem dos Luvisolos e Neossolos Litólicos (Figura 3a).

A composição mineralógica e a topografia presentes no município de Russas proporcionaram a formação de solos em um relevo marcado por *Cuesta* e a presença das planícies aluviais, características encontradas predominantemente nos PA's Banhos (Russas) e Pajeú Inharé (Santana do Acaraú).

No PA Lenin Paz II em Ibaretama destacam-se manchas de Luvisolos e Neossolos Flúvicos, enquanto nos demais PA's: Frios (Canindé), Pajeú Inharé (Santana do Acaraú) e São José (Tanguá), predominaram o Neossolo Litólico (Figura 3). A litologia dos municípios de Canindé, Santana do Acaraú e Tanguá possuem solos diferentes em função da sua diversidade litológica, compartimentação do relevo, hidroclimatologia e cobertura vegetal natural da Caatinga com os seus estratos diversificados. Logo, o Neossolo Litólico representa a única mancha de solo comum a todas as áreas (Figura 3).

O município de Santana do Acaraú é seccionado por parte da rede hidrográfica do Rio Acaraú. O substrato da área predomina quartzitos, xistos, gnaisse emigatitico do Precambriano; conglomerados, arenitos, argilas e rochas vulcânicas do Cambriano. O sedimento do substrato geológico da região é essencialmente composto por rochas do porão cristalino (FEITOSA; OLIVEIRA, 1998). Nos Assentamento Pajeú Inharé (Santana do Acaraú) aparecem predominantemente o Neossolos Litólicos, solo este, com propriedades descritas na Tabela 2.

Tabela 2 - Relação de solos presentes nos projetos de assentamentos

Tipo de solo	Características	Profundidade (cm)****	Saturação por bases (%)****	Velocidade de infiltração (cm x h ⁻¹)	PMFS
Neossolos flúvicos	Solos derivados de sedimentos aluviais com horizonte A assente sobre camada ou horizonte C e que apresentam caráter flúvico dentro de 150 cm a partir da superfície do solo. Admitem um horizonte Bi com menos de 10 cm de espessura. Ausência de gleização expressiva dentro de 50 cm da superfície do solo.	150	≥50	21,84***	Lenin da Paz (Ibaretama)
Neossolos litólicos	Solos com contato lítico ou lítico fragmentário dentro de 50 cm a partir da superfície, apresentando horizonte A ou hístico assente diretamente sobre a rocha ou sobre um horizonte C ou Cr ou sobre material com 90% (por volume) ou mais de sua massa constituída por fragmentos grosseiros (por exemplo, cascalheira de quartzo) com diâmetro maior que 2 mm (cascalhos, calhaus e matacões).	150	≥50	2,2**	Banhos (Russas) Frios (Canindé) Pajeú Inharé (Santana do Acaraú) São José (Tanguá)
Luvisolos	São constituídos por material mineral, apresentando horizonte B textural com argila de atividade alta e saturação por bases alta na maior parte dos primeiros 100 cm do horizonte B (inclusive BA), imediatamente abaixo de qualquer tipo de horizonte A (exceto A chernozêmico) ou sob horizonte E.	100	< 50	0,1 – 0,5****,*	Banhos (Russas) Lenin da Paz II (Ibaretama)

Fonte: *Sartori, Lombardi Neto e Genovez (2005); **Veloso *et al.* (2011); ***Almeida *et al.* (2017); **** Santos *et al.* (2018).

A litologia dos municípios é formada predominantemente pela unidade do complexo cearense de Canindé, porém há também a unidade Mombaça e intrusão indiscriminada de granitoides (TONIOLO, 2015a; 2015b; ALECRIM, 2015). Há a presença de Luvisolos que são naturalmente bem permeáveis e quimicamente férteis com boa profundidade, devido as características das planícies fluviais em geologia sedimentar espessa, presença hídrica e declividade favorável aos cultivos, conforme evidenciado pelo alto valor de saturação de bases (Tabela 2).

3.2.4 Aspectos do relevo

Foram adquiridas oito cenas do radar PALSAR do satélite ALOS, com resolução espacial de 30 metros. O PALSAR corresponde a um radar de imagem de abertura sintética que opera com resoluções espaciais que variam de 10 a 100 m, apresentando três modos de imagem: fino, ScanSAR e polarimétrico (IGARASHI, 2001). Neste estudo, para caracterização do relevo foram empregadas as cenas do ALOS PALSAR referente à estação seca do ano de 2014, e através do processamento do Modelo de Elevação Digital (MDE) em ambiente QGIS determinou-se a declividade correspondente aos municípios, portanto contemplando os projetos de assentamentos com o PMFS monitorados.

O clima modela as rochas do município de Russas em distintas formas de relevo. Na região de Russas caracterizam-se as formas de dissecação do tabuleiro, com predomínio de lombadas com declividades suaves, nunca superiores a 25°, formando lombas alongadas no extremo oeste, tabuleiros interiores no extremo leste e em sua maioria ocorrem a superfície aplainada (TONIOLO, 2014). As lombas alongadas refletem um controle litológico mais resistente à erosão. Grandes áreas alongadas são formadas com relevo suave ondulado e rochas mais ricas mineralogicamente.

Os tabuleiros interiores possuem baixa altimetria, não superior a 90 m, inclinação baixa, conseqüentemente um entalhe de drenagem fraco, formando uma superfície tubuliforme. A superfície achatada é gerada a partir de processos de pediplanação. Em geral, essa superfície é suavemente ondulada, compondo o nível base da região (TONIOLO, 2014). Em locais específicos do município de Russas, áreas de inundação sazonal são encontradas em meio à depressão sertaneja, tendo uma dinâmica ambiental muito peculiar que pode ser observada pela extensão de áreas plana a suave ondulada, conforme apresentado na Tabela 3.

Tabela 3 – Classes de declividade nos Projetos de Assentamentos com PMFS monitorados, conforme intervalos de inclinação estabelecidos pela Embrapa (1979)

Classes de Declividade (%)	Banhos (Russas)	Lennin Paz II (Ibaretama)	Frio (Canindé)	Pajeú Inharé (Santana do Acaraú)	São José (Tianguá)
	Área (ha)				
Plano (0 - 3)	1631,2	574,1	521,5	580,0	682,7
Suavemente ondulado (3 - 8)	651,5	648,5	196,6	268,0	144,4
Ondulado (8 - 20)	75,5	592,7	169,9	58,7	253,7
Fortemente ondulado (20 - 45)	2,4	161,1	135,7	0,6	217,2
Montanhoso (45 - 70)	0,0	72,3	40,6	0,0	51,3
Fortemente montanhoso (> 75)	0,0	16,5	3,2	0,0	0,0
Total	2360,6	2065,2	1068,7	907,3	1349,3

Fonte: elaborada pelo autor.

A superfície achatada é gerada a partir de processos de pediplanação. Em geral, essa superfície é suave-ondulada, ocupando a maior parte dos municípios de Russas e Santana do Acaraú. Por outro lado, o domínio dos morros nos municípios de Ibaretama, Canindé e Tianguá, ocorrem devido a intrusões granitoides. As áreas suavemente onduladas ocorrem principalmente nos assentamentos de Banhos (Russas), Lênin Paz II e Pajeú Inharé (Santana do Acaraú), ocupando uma área em torno de 651,5 ha, 648,5 ha e 268,0 ha, respectivamente (Tabela 3).

Com exceção do PA Lenin Paz II, têm-se que a classe de declividade plana é predominante em todos os assentamentos monitorados, sendo que tal característica permite o melhor manejo do solo contribuindo para mitigação de outras condições de limitações, escoamento superficial e erosão nas áreas estudadas.

3.2.5 Parâmetros e variáveis amostrados no inventário florestal

Os dados amostrais utilizados neste estudo trata-se de informações tabuladas a partir dos relatórios técnicos obtidos junto ao INCRA, que foram elaborados como critérios necessários à criação destes planos de manejos florestais sustentáveis em áreas reformadas. Na realização do inventário florestal torna-se necessário definir um sistema amostral que determine a representatividade da estrutura populacional, sujeito a fatores como: objetivo de levantamento, informações prévias disponíveis, característica da área a ser inventariada e acesso, parâmetros de interesse que serão obtidos por estimativas, variabilidade e dispersão dos elementos

populacionais (TONIOLO, 2015c).

Para definir a cobertura florestal (método de cubagem), foi realizado previamente pelos técnicos o reconhecimento da área, e para tal empregou-se ferramentas de geoprocessamento e interpretação de imagens de satélite obtidas junto à página do Google Earth[®], visando a identificação e mapeamento do uso da terra, bem como a localização e georreferenciamento de parcelas inventariadas (TONIOLO, 2014; 2015a; 2015b; 2015c; ALECRIM, 2015).

No inventário florestal das parcelas amostrais com vegetação de Caatinga, foram utilizadas frações de áreas quadráticas, com dimensões de 20 m x 20 m (400 m²), representando as unidades amostrais. A localização das unidades amostrais, com indicação de suas coordenadas planas retangulares (projeção UTM, Datum SIRGAS 2000, fuso 24M), obtidas por meio de registro com uso de dispositivo de navegação GPS, no ponto central das parcelas (Tabela 4).

Tabela 4 - Localização das parcelas amostrais inventariadas

(continua).				
PA	PMFS	PARCELA	COORD X	COORD Y
PA Banhos (Russas)	1	1	576963	9480734
	1	2	577025	9481004
	1	3	577116	9481398
	1	4	577209	9481831
	1	5	577346	9482525
	1	6	577331	9482925
	1	7	575192	9483464
	1	8	575646	9483401
	1	9	575881	9483404
PA Lennin Paz II (Ibaretama)	2	1	520683	9464008
	2	2	520800	9463739
	2	3	519950	9464175
	2	4	519825	9463949
	2	5	519715	9463758
	2	6	519136	9465409
	2	7	518944	9465548
	2	8	518767	9465562
PA Frio (Canindé)	3	1	426136	9547035
	3	2	426273	9547015
	3	3	426373	9547011
	3	4	426498	9546998
	3	5	425843	9545870
	3	6	425920	9545850

PA: Projetos de assentamentos; PMFS: Planos de Manejo Florestal Sustentável; COORD: Coordenadas.
Fonte: elaborada pelo autor.

Tabela 4 - Localização das parcelas amostrais inventariadas

PA	PMFS	PARCELA	COORD X	COORD Y
	3	8	424697	9542467
	3	10	424576	9542726
PA Frio (Canindé)	3	11	426090	9545769
	3	12	426273	9545347
	3	13	426007	9545236
	4	1	373903	9600362
	4	2	374274	9600209
	4	3	374368	9599787
	4	4	374732	9600229
	4	5	374377	9600651
	4	6	374728	9600520
	4	7	374700	9600834
	4	8	374601	9601237
PA Pajeú Inharé (Santana do Acarau)	4	9	375001	9601390
	4	10	374932	9601095
	4	11	375139	9600762
	4	12	375101	9600476
	4	13	375452	9600637
	4	14	375939	9600622
	4	15	376255	9600857
	4	16	375759	9600874
	4	17	375901	9601280
	4	18	375307	9601215
	4	19	375390	9601411
	4	20	375794	9601563
	5	2	260469	9589045
	5	3	260599	9588713
PA São José (Tianguá)	5	4	260581	9588497
	5	5	260358	9588265
	5	6	260833	9588280
	5	7	261022	9588448

PA: Projetos de assentamentos; PMFS: Planos de Manejo Florestal Sustentável; COORD: Coordenadas.
Fonte: elaborada pelo autor.

3.2.5.1 Equipamentos empregados no inventário florestal

Para a localização e medição das unidades amostrais nos assentamentos monitorados foi formada uma equipe composta por Engenheiro Florestal (coordenador da equipe), técnicos de campo treinados e trabalhadores rurais com conhecimento de vegetação

local (TONIOLO, 2014; 2015a; 2015b; 2015c; ALECRIM, 2015).

Os materiais utilizados estão demonstrados na Figura 4. Contudo, ainda é importante destacar, que em todos os levantamentos das variáveis dos PMFS em estudo, foram utilizados os seguintes materiais: gráficos, mapas topográficos e Sistema de Posicionamento Global (GPS).

Figura 4 - Equipamentos utilizados para obter medidas *in situ*



Fonte: Toniolo (2015c).

Para orientação e localização geográfica das unidades amostrais em campo foram utilizados mapas elaborados em escala 1:500 (TONIOLO, 2014; 2015a; 2015b; 2015c; ALECRIM, 2015), bem como gráficos topográficos planialtimétricas na escala 1:100.000. Ademais, no levantamento de inventário florestal foram empregados ainda outros materiais, a saber: bússola, tinta spray, suta finlandesa, vara de medição (marcada com intervalos de 50 cm para avaliar as alturas das árvores), trenas de 50 m de comprimento, chips de área de transferência e campo, e câmera fotográfica.

3.2.5.2 Variáveis monitoradas nas parcelas experimentais

As variáveis quali-quantitativas foram levantadas por ocasião do inventário florestal

em cada unidade amostral. A medida realizada foi Diâmetro à Altura do Peito (DAP) em indivíduos com $DAP \geq 2$ cm. Na obtenção do Peso Verde (PV), empregou-se a equação 1, conforme abaixo:

$$PV = a + b * (ABP * H) \quad (\text{Eq. 1})$$

Em que: os coeficientes a e b são calibrados para cada PMFS; ABP: Área Basal a altura do Peito (m^2); H: Altura da Árvore (m).

A referida equação, tem como pressuposto o projeto PNUM/FAO/IBAMA/BRA/087/007 (TONIOLO, 2014). Sendo esta elaborada indiretamente pela equação volumétrica geral desenvolvida para as espécies vegetais nos estados do Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba e Pernambuco.

Já os Parâmetros obtidos utilizando dados medidos por ocasião do inventário florestal, foram:

- Área basal ao nível do solo (ABB):

$$ABB = \left(\frac{DNB^2 * \pi}{4} \right) (m^2) \quad (\text{Eq. 2})$$

- Área basal na altura do peito (ABP):

$$ABP = \left(\frac{DAP^2 * \pi}{4} \right) (m^2) \quad (\text{Eq. 3})$$

- Volume cilíndrico na base (Vc base):

$$Vc \text{ base} = (ABB * h)(m^3) \quad (\text{Eq. 4})$$

- Volume cilíndrico no peito (Vc peito):

$$Vc \text{ peito} = (ABP * h)(m^3) \quad (\text{Eq. 5})$$

Em que: DNB: diâmetro na base - medida realizada a 0,30 m da superfície do solo; DAP: diâmetro à altura do peito - medição realizada a 1,30 m da superfície do solo; h: altura total da árvore - medida realizada desde a superfície do solo até o final do ramo mais alto da árvore.

A medição foi realizada com uma vara marcada com intervalos de 0,50 m. Os parâmetros coletados nas parcelas (espécies, DAP, DNB e H) para todos os indivíduos com $DAP \geq 2$ cm foram processados por meio do Software *Forest Inventory System* (SIF), adaptado com base no Software Programa de Inventário Florestal (INFL) específico à vegetação da Caatinga, desenvolvido pelo Projeto PNUM/FAO/IBAMA/BRA/087/077 (TONIOLO, 2014).

Devido ao objetivo do inventário e ao modelo matemático da equação de volume utilizado, as árvores cujos caules bifurcavam até 30 cm da superfície do solo foram considerados indivíduos distintos. As classes de diâmetro consideradas para efeito de cálculo no inventário florestal foram obtidas a 1,30 m da superfície do solo.

Após a coleta de dados, os parâmetros foram adicionados com base em medições de campo relacionadas a espécies, localização e metodologias de estimativas anteriores. Estes parâmetros foram:

- Altura média: a média aritmética de todas as árvores avaliadas a nível de parcelas em cada PMFS.
- Umidade relativa por parcela: relação entre peso seco e peso verde. O peso seco foi obtido indiretamente pela equação de volume geral UND/FAO/IBAMA/BRA/087/007 (TONIOLO, 2014);
- Biomassa arbórea aplicando o método desenvolvido por Sampaio e Silva (2005) (ABB e ABP): E para tais, empregou-se as equações gerais sugeridas por Sampaio e Silva (2005) utilizando a área basal (Equação 6) e área a altura do peito (Equação 7), relacionando-as com a altura, conforme segue abaixo:

$$ABB = 0,0527 * (ABB * H)^{0,9707} \quad (\text{Eq. 6})$$

$$ABP = 0,1085 * (ABP * H)^{0,9497} \quad (\text{Eq. 7})$$

Em que: ABB: Área basal ao nível do solo, em cm²; ABP: Área basal na altura do peito, em cm²; H: Altura da árvore, em m.

3.2.5.3 Equações alométricas

Na determinação da biomassa foram empregadas as equações alométricas propostas por Sampaio e Silva (2005). Além dessas, a partir do levantamento dos parâmetros supramencionados foram propostas equações alométricas específicas, considerando cada PMFS estudado, além de uma equação geral que contempla todas as áreas amostradas, acompanhado de seus respectivos coeficientes de determinação. Após, procedeu-se as análises estatísticas diferenciais entre os PMFS monitorados.

Inicialmente, procedeu-se a análise dos dados para verificar o melhor ajuste da correlação entre os agrupamentos, considerando cinco tipos de equações, sendo elas: linear, quadrática, logarítmica, exponencial e função de potência. Portanto, para tal foi utilizado o software Microsoft Excel[®], e posteriormente avaliado o condicionamento físico com base no

coeficiente de determinação (R^2), além da raiz quadrada do erro quadrado médio (erro padrão).

O método de remoção de *outliers* foi usado para reduzir sua interferência na precisão dos resultados das equações alométricas gerais (DAP*H e DNB*H). Logo, para remover os *outliers*, procedeu-se a normalização dos dados a partir do emprego do método ZScore (Eq. 8) (SWARUPATRIPATHY; SAXENA; GUPTA, 2013).

$$Zscore = \frac{(Xi-Med)}{DP} \quad (\text{Eq. 8})$$

Em que: Xi: valor observado; Med: média dos valores em estudo; DP: desvio padrão dos valores.

Com os dados individuais foram estabelecidas relações alométricas para estimar dois atributos fundamentais das árvores: altura total da árvore e área basal. Os modelos alométricos estabelecidos foram montados para comparar os dados de biomassa estimada através das equações (Eq. 6 e 7) de Sampaio e Silva (2005) com os dados obtidos com a equação desenvolvidas neste trabalho. O Erro quadrático médio da raiz (RMSE) e o Erro percentual absoluto médio (MAPE) serviram como ferramentas de avaliação de precisão destes modelos alométricos.

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (f(Xi)-Yi)^2}{n}} \quad (\text{Eq. 9})$$

$$MAPE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \left| \frac{f(Xi)-Yi}{Yi} \right| \times 100 \quad (\text{Eq. 10})$$

Em que: f(xi): valor estimado; yi: valor real; n: número de dados.

3.2.6 *Análise estatística*

As análises estatísticas foram realizadas no programa SPSS para Windows, Versão 20.0, SPSS Inc. Complementarmente à análise descritiva, procedeu-se os testes de Shapiro-Wilks e Kolmogorov-Smirnov para avaliar a normalidade dos dados, e o teste de Levene para verificar a homogeneidade da variância (ANEXO A) (SHAPIRO; WILK, 1965; RAZALI; WAH, 2011).

As variáveis apresentadas na Tabela 5 foram submetidas à análise de variância pelo Modelo Linear Geral (ANOVA *two-way*) a fim de verificar diferenciação no comportamento espacial entre os PMFS monitorados.

Tabela 5 – Listagem dos parâmetros de entrada utilizados na análise estatística

Abreviação	Variável
N° de arv	Número de árvores
H Média	Altura média
ABB	Área basal
ABP	Área na altura do peito
ABB*H	Volume cilíndrico basal
ABP*H	Volume cilíndrico na altura do peito
PV	Peso verde a nível de parcela
PS	Peso seco a nível de parcela
V.real	Volume real
Sampaio ABB	Biomassa estimada basal
Sampaio ABP	Biomassa estimada a altura do peito
V.emp.	Volume empilhado
DNB médio	Diâmetro médio basal
DAP médio	Diâmetro médio a altura do peito
Umidade	Umidade a nível da parcela
Densidade	Densidade a nível da parcela

Fonte: elaborada pelo autor, 2022.

Quando foi possível apontar efeitos significativos pela análise *two-way* ANOVA (ANEXO B), os efeitos de cada fator foram calculados de acordo com o resultado do teste de normalidade e homogeneidade. Assim, o teste T de Student foi utilizado para distribuição de dados paramétricos, enquanto o Kruskal-Wallis *stepwise step-down* para distribuição não paramétrica. O teste T de Student é indicado para dados com distribuição normal para amostras com $n > 100$.

Quando o teste de normalidade não se apresentou significativo ao nível de 5%, um teste de Kruskal-Wallis foi aplicado para encontrar diferenças entre os PMFS para a respectiva variável considerada. Após a análise da diferença estatística entre os PMFS, foi utilizada a correlação de Spearman para avaliar as possíveis relações entre variáveis em nível de parcela, de acordo com a metodologia proposta por Myers e Sirois (2014).

3.3 Resultados e Discussão

3.3.1 Abundância absoluta das espécies

A espécie *Croton blanchetianus* (Marmeleiro) apresentou maior abundância no PA Banhos (Russas), Lenin Paz II (Ibaretama) e São José (Tianguá), enquanto a espécie *Auxemma onocalyx* (Pau-branco) destacou-se como de maior abundância nos PA's Frios (Canindé) e Pajeú Inharé (Santana do Acaraú), conforme apresentado na Tabela 6.

Tabela 6 – Relação da abundância de espécies, e classificação da vegetação para os projetos de assentamento estudados

PA	Classificação da vegetação	Espécie Abundante	%
Banhos (Russas)	Caatinga arbustiva densa Complexo Vegetacional da Zona Litorânea	Marmeleiro	26,30
		Pau-branco	20,15
		Sabiá	17,53
Lenin da Paz II (Ibaretama)	Caatinga arbustiva densa	Marmeleiro	39,22
		Sabiá	15,12
		Mofumbo	10,51
		Pau-branco	10,07
Frios (Canindé)	Caatinga arbustiva densa	Pau-branco	30,46
		Sabiá	19,73
		Jurema-preta	13,64
		Marmeleiro	12,94
Pajeú Inharé (Santana do Acaraú)	Caatinga arbustiva aberta	Pau-branco	40,79
		Sabiá	17,74
		Catingueira	13,59
		Marmeleiro	13,55
São José (Tianguá)	Carrasco Floresta Subperenifolia tropical plúvio-nebular	Marmeleiro	39,10
		Catingueira	14,10
		Mofumbo	7,60

Fonte: Toniolo (2014; 2015a; 2015b; 2015c) e Alecrim (2015).

O presente estudo corrobora com a análise fitossociológicas realizada em um trecho de vegetação com Caatinga em estágio sucessional em clímax demonstraram que as espécies *Poincianella pyramidalis* (Catingueira), *Mimosa tenuiflora* (Jurema-preta) e Marmeleiro que se mostraram mais abundantes em uma área com Caatinga em sucessão secundária no estado de Paraíba (SOUZA *et al.*, 2016).

Analisando a Tabela 6, observa-se que a espécie pioneira Marmeleiro está presente em todos os PA's monitorados. Logo, apresentando maior abundância absoluta,

respectivamente, de 39,22% e 39,10% nos PMFS do PA Lenin da paz II (Ibaretama) e São José (Tiangúá), revelando ainda que se trata de áreas em estágios de sucessão secundária inicial, fato este confirmado pela predominância desta espécie pioneira.

Em relação aos indivíduos predominantes no PA Frios (Canindé) e Pajeú-Inharé (Santana do Acaraú), estes destacam-se pelo predomínio de espécies com estágios de vegetação em clímax. As espécies Marmeleiro, Jurema-preta e Caatingueira são espécies pioneiras abundantes em análises fitossociológicas para áreas em estágio sucessional de regeneração (ANDRADE *et al.*, 2005).

O entendimento da sucessão torna-se condição importante no intuito de facilitar o gerenciamento e adoção das melhores práticas de restauração das FTSS, pois durante a regeneração natural as condições abióticas mudam drasticamente nos estágios sucessórios iniciais e tardios (LEBRIJA-TREJOS *et al.*, 2010b).

Outrossim, o grau de sincronicidade fenológica pode variar entre diferentes composições da floresta seca, sendo que a composição vegetal, a estrutura comunitária e as interações ecológicas diferem de acordo com seu estágio sucessório (MADEIRA *et al.*, 2009; WILLIAMS-LINERA *et al.*, 2011).

A composição das espécies pioneiras e/ou em sucessão secundária: Marmeleiro, *Combretum leprosum* (Mofumbo) e Catingueira, destacaram-se pela maior abundância na vegetação do PMFS no PA São José (Tiangúá) (Tabela 6). Das cinco espécies que tiveram as maiores ocorrências absolutas em fragmentos com Caatinga monitoradas por Dantas *et al.* (2010), quatro marcaram presença neste estudo: Marmeleiro, Mofumbo, Catingueira e Jurema-preta, confirmando a predominância destas em importantes ecorregiões do fragmento da Caatinga (DANTAS *et al.*, 2010).

Corroborando com os resultados obtidos neste estudo, têm-se que as dez espécies com maior abundância em áreas com regeneração secundária, foram segundo os resultados de Leite *et al.* (2015): Marmeleiro, Jurema-preta, *Piptadenia stipulacea* (Jurema-branca), *Manihot glaziovii* (Maniçoba), *Mimosa ophtalmocentra* (Jurema-de-embira), *Myracrodruon urundeuva* (Aroeira), *Anadenanthera colubrina* (Angico-branco), Catingueira, *Bauhinia cheilantha* (Mororó) e *Senna spectabilis* (Cássia).

Na Tabela 6, a espécie Marmeleiro apresenta abundância que oscila de 39,22% no PA Lenin da paz II (Ibaretama) a 12,94% no PA Frios (Canindé). Diante o observado, espera-se que o número de árvores por parcela entre os PMFS seja fortemente impactado pela predominância desta espécie pioneira, o que poderá contribuir para a diferença estatística entre a produção de biomassa nos PMFS dos projetos de assentamentos estudados.

Em estudos realizados numa vegetação com Caatinga em processo de regeneração inicial, Leite *et al.* (2015) encontraram resultados semelhantes aos observados neste estudo. Tais autores verificaram que a espécie mais abundante é o Marmeleiro, sendo esta uma das espécies consideradas pioneiras, presentes em áreas que já foram degradadas abrangendo todos os estágios sucessionais.

A dispersão espacial do Marmeleiro é relacionada com a sua elevada produção anual de sementes, ao padrão de dispersão de suas sementes e a grande capacidade de sobrevivência durante a época seca, perdendo as folhas, mas rebrotando logo após as primeiras chuvas (SANTANA *et al.*, 2011). O Marmeleiro é uma árvore pequena, chega a 6-8 m de altura, rebrotando vigorosamente nas primeiras chuvas, e tem floração, frutificação e queda dos frutos em plena estação chuvosa (SALGADO, 2014). No início da estação seca ocorre a queda das folhas e entra em dormência por volta do mês de setembro. (MAIA, 2004; SANTANA *et al.*, 2011).

As classificações da vegetação presente na área de estudo no município de Tianguá são Carrasco e Floresta Subperenifólia tropical plúvio-nebular demonstrando que mesmo com espécies de Marmeleiro, Catingueira, Mofumbo abundantes nas áreas avaliadas, estas vegetações são distintas das demais áreas, indicando que as condições locais distinguem a vegetação da Caatinga deste PMFS, principalmente em relação à altimetria do município de Tianguá.

Estes resultados encontrados para vegetação da Caatinga classificada como Carrasco, avaliada no PMF de São José (Tianguá), corroboram com os resultados demonstrados por Araújo *et al.* (2011) em seu estudo no centro-oeste do estado do Ceará, nas regiões da Caatinga, Floresta seca e Carrasco, em altitudes de 300 a 700 metro de altitude. A vegetação de Carrasco é caracterizada por Araújo, Martins e Shepherd (1999), sendo registrada somente acima de 700 m de altitude e com maiores valores de precipitação, geralmente apresenta riqueza e diversidade superiores às áreas de Caatinga.

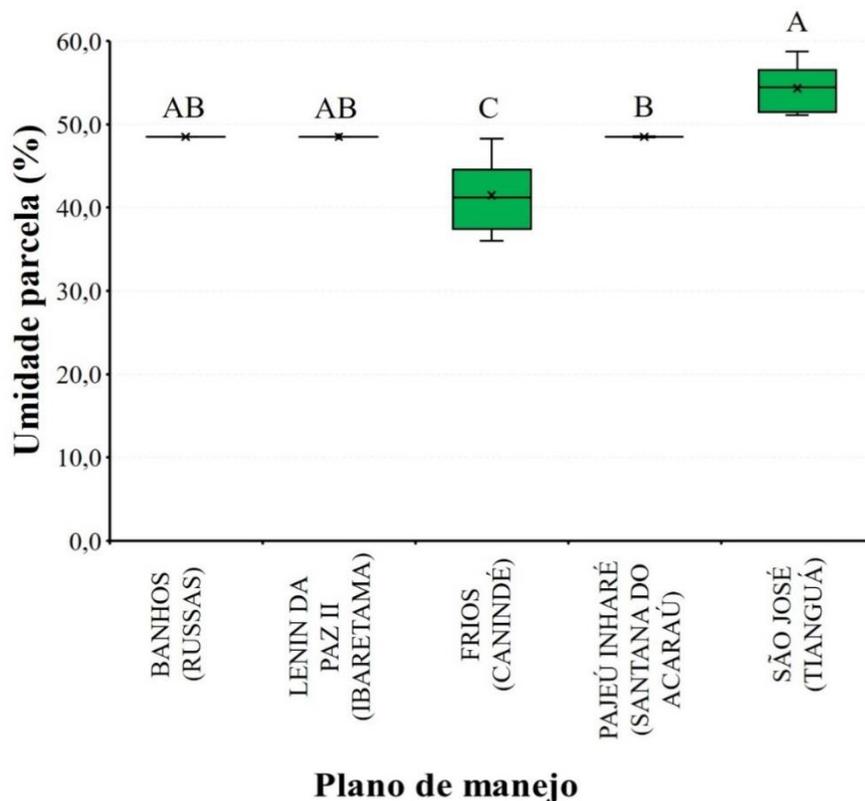
No que se refere a floresta subperenifólia tropical plúvio-nebular (mata úmida), ocupa as áreas mais elevadas dos topos, encostas das serras úmidas e planaltos sedimentares (GUIMARÃES; LIMA, 2019). De acordo com Pereira e Silva (2005), constitui-se como a unidade vegetacional que apresenta uma das maiores biodiversidades do estado do Ceará.

3.3.2 Umidade da vegetação

O PMFS situado no PA Frios (Canindé) com vegetação em estágio sucessional em

clímax possui média de umidade da vegetação em torno de 41,47%, destacando-se pela maior abundância da espécie Pau-branco, conforme já apresentado na Tabela 6. Contrastando com o PA Frios, tem-se que a umidade da vegetação do PMFS do PA São José (Tianguá), a qual apresentou média estatisticamente superiores pelo teste de Kruskal-Wallis ($p \leq 0,05$), como é observado na Figura 5. Os percentuais de umidades deste último, totalizaram 54,32%. Este comportamento pode ser justificado, pois neste PMFS predomina a vegetação em estágio sucessional inicial, sendo que o Marmeleiro é o mais abundante, conforme já apresentado na Tabela 6.

Figura 5 – Análise Estatística da umidade gravimétrica da vegetação para os PMFS estudados em Projetos de Assentamentos inseridos no bioma Caatinga



Fonte: elaborada pelo autor, 2022.

* Letra iguais entre PA não diferem estatisticamente pelo método Kruskal-Wallis ($p > 0,05$).

A umidade relativa da vegetação com espécies da Caatinga apresenta variações médias mensais de 43% a 80%, com taxa média anual de 62,2% (TONIOLO; LEAL JUNIOR; CAMPELLO, 2005), dentro do intervalo encontrado nesta pesquisa. Níveis de umidade abaixo de 25%, tanto para galhos quanto para troncos são considerados excelentes para geração de energia (BRAND *et al.*, 2010). Logo, as espécies mais jovens se mostram menos eficientes para

uso alternativo energético, frente aos maiores índices de umidades.

Ainda na Figura 5, observa-se uma variação de umidade na vegetação entre os PA's estudados. Constata-se diferença estatística por meio do teste de Kruskal-Wallis ($p < 0,05$) entre os PMFS em implementação nos PA's São José (Tianguá), Frios (Canindé) e Pajeú Inharé (Santana do Acaraú). Portanto, identifica-se que o estágio sucessional da vegetação contribui para a diferença estatística em relação a umidade do dossel, sendo que em áreas com vegetação em clímax, as características estruturais da vegetação resultam numa redução em torno de 6,6% da média da umidade, quando comparado com PMFS em estágios iniciais.

Em estudos de uma vegetação com Caatinga em estágio sucessional de clímax, Lima e Rodal (2010) demonstram que espécies com madeira de densidade mais baixa retiveram mais água, enquanto as espécies com madeira de densidade mais elevada, contrariamente, armazenaram menos água. Esses resultados indicam que a quantidade de água que pode ser armazenada é inversamente proporcional à idade e, conseqüentemente à densidade da madeira (LIMA; RODAL, 2010).

As menores densidades acarretadas pelas maiores quantidades de água armazenada no tronco da vegetação, portanto, predominam em espécies pioneiras. Logo, quando se caracteriza uma vegetação em estágio de clímax, a densidade da madeira e o respectivo poder calorífico tende a ser maior que em áreas em estágios iniciais.

As características estruturais da vegetação em clímax para o PMFS do PA Frios (Canindé) resultaram na maior amplitude interquartil da umidade gravimétrica, aproximadamente 7%. Entretanto, no PMFS situado no PA São José (Tianguá) com vegetação em estágio inicial, também apresentou uma amplitude interquartil considerável quando comparado à vegetação em estágio intermediário, sendo a segunda maior, 5,06%, conforme demonstrado na Figura 5. Portanto, fica evidente que tanto as áreas em estágio inicial, quanto as parcelas em clímax apresentaram maiores variabilidades no tocante à umidade das espécies, comportamento contrastante com as áreas intermediárias.

Ocorre distinção no teor de umidade da vegetação entre diferentes estágios sucessionais da vegetação, sendo que o teor de umidade é inversamente proporcional à densidade da madeira, devido à maior proporção de madeira mais lignificada encontrada em árvores velhas, e madeira menos lignificada que caracteriza os indivíduos jovens (BATISTA *et al.*, 2020). Segundo os resultados de Costa *et al.* (2017), o maior teor de umidade no bosque pode dificultar sua secagem, uma vez que é menos permeável do que a madeira mais seca, principalmente devido à obstrução causadas pelo processo de cernificação, o que dificulta o transporte de água do interior para as partes externas da madeira.

Os PMFS nos PA's Banhos (Russas) e Lenin da paz II (Ibaretama) apresentam diferença em relação a umidade quando comparado aos PA's Frios (Canindé) e São José (Tianguá), em função daqueles apresentarem a vegetação em estágio intermediário. Portanto, as áreas em Russas e Ibaretama podem ser classificadas pela vegetação em estágio sucessional intermediário com dimensões dendrométricas distintas, devido as espécies presentes em seus limites, sendo predominantes as espécies de Marmeleiro, *Mimosa caesalpinifolia* (Sabiá) e Pau-branco (Tabela 6).

Os PMFS nos PA's Banhos (Russas), Lenin da paz II (Ibaretama) e Pajeú Inharé (Santana do Acaraú) apresentaram nas parcelas amostradas a abundância das seguintes espécies arbustivas-arbóreas: Pau-branco, Sabiá e Jurema-preta, citadas nos estudos de Rocha *et al.* (2015) e Batista *et al.* (2020). Entretanto, no PA São José (Tianguá) com a vegetação em estágio inicial não possuindo as espécies predominantemente do clímax sucessional, o que contribuiu para que a área no município de Tianguá se destacasse com o maior percentual médio de umidade ($p \leq 0,05$) – 54,5%, quando comparada com as demais unidades experimentais (Figura 5).

Estudando a umidade da vegetação para espécies madeireiras, Batista *et al.* (2020) destacaram que a *Aspidosperma pyrifolium* (Pereiro) apresentou o maior valor (81,59%), seguido pelo Pau-branco (65,47%), Sabiá (50,42%) e Jurema (57,20%), tais espécies madeireiras apresentaram valores médios de umidade da vegetação bem elevados, divergindo dos observados neste estudo. A diversidade de espécies possibilita aplicabilidades de usos da Caatinga para diversos fins (CUNHA; ULYSSES, 2006; FERRAZ *et al.*, 2016); é importante que estes respeitem a capacidade de resiliência do bioma.

3.3.3 *Altura das árvores*

Para melhor eficiência do manejo sustentável da vegetação arbórea-arbustiva da Caatinga torna-se importante dimensionar os parâmetros de biomassa e as dimensões estruturais das árvores em estudo. A relação entre os parâmetros fitossociológicos e a altura das árvores variou consideravelmente entre as parcelas amostrais, bem como entre diferentes classes de diâmetro dentro da mesma área, sugerindo que o contraste de tamanho de árvore e condições locais, principalmente as características pedológicas, influenciam nas relações alométricas (MOKRIA *et al.*, 2018).

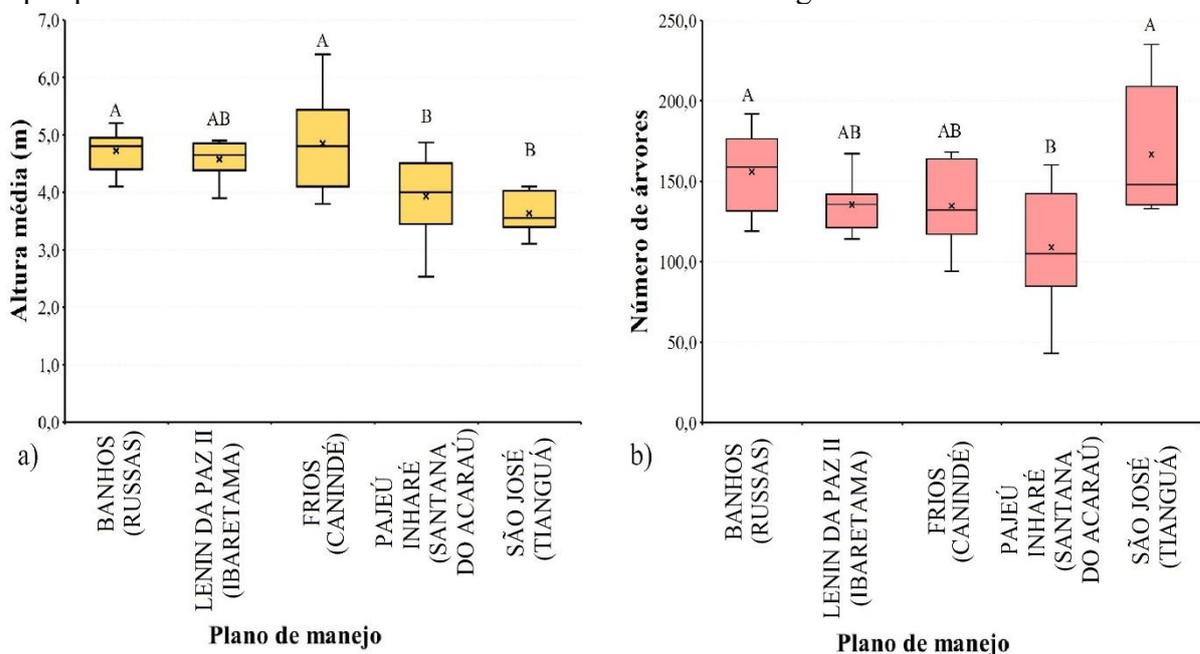
As áreas dos PMFS nos PA's de São José (Tianguá) e Pajeú Inharé (Santana do Acaraú) diferem estatisticamente por meio do teste de Kruskal-Wallis ($p \leq 0,05$), divergindo

dos demais PA's. Além do estágio de sucessão da vegetação, um outro fator que pode estar contribuindo para tais comportamentos tem sido o predomínio de Neossolos Litólicos nas referidas regiões (Figura 3).

A supramencionada ordem de solo possui como característica o contato lítico próximo à superfície, em que na maioria das vezes a profundidade não ultrapassa um metro, caracterizando-se pela baixa capacidade de armazenamento de umidade. A sazonalidade da precipitação e a umidade do solo foram mais determinantes para a vegetação do que a variação anual de temperatura e a fertilidade do solo quando avaliamos a capacidade de armazenamento de água no solo e a composição florística da vegetação (TERRA *et al.*, 2018). Estudo realizados por Zaque *et al.* (2018) afirmaram que a baixa disponibilidade de água causa desuniformidade do colmo ao longo do fuste.

De acordo com a Tabela 6, ainda se percebe que os PMFS nos PA's Frios (Canindé) e Pajeú Inharé (Santana do Acaraú) que divergem estatisticamente quando comparamos a média de altura (Figura 6); possuem o tipo de solo semelhante e as espécies Pau-branco e Sabiá, que são as que predominam em abundância.

Figura 6 - Comportamento dos parâmetros: (a) Altura média e (b) Número de indivíduos por parcela em PMFS de PA's monitorados no bioma Caatinga



* Letras iguais dentro do PA não diferem estatisticamente pelo método Kruskal-Wallis ($p < 0,05$).
Fonte: elaborada pelo autor.

As semelhanças no tipo de solo, aspectos climáticos de precipitação, e consequente tipo de espécies dominantes contribuíram com a maior média da altura de indivíduos florestais,

nestes PA's. Portanto, foi constatado diferença significativa por meio do teste de Kruskal-Wallis ($p \leq 0,05$), quando se considera a variável altura entre o PA's Frios (Canindé), Pajeú Inharé (Santana do Acaraú) e São José (Tianguá), este último, se destacando pelas menores alturas (Figura 6a).

A maior média de altura por parcela foi evidenciada para o PA Frios (Canindé), com alturas médias de 4,85 m, contrastando com a menor umidade da vegetação (Figuras 5 e 6). No PA São José (Tianguá), a altura média foi bem inferior ($p \leq 0,05$) (3,63 m), assemelhando-se estatisticamente aos PA's Lenin Paz II (Ibaretama) e Pajeú Inharé (Santana do Acaraú). Contudo, ainda é importante destacar que houve também um comportamento inversamente proporcional no PA São José (Tianguá), ao considerar as variáveis altura de planta e o teor de umidade.

As menores alturas de planta neste PA (Figura 6a), estiveram relacionadas com as maiores médias dos teores de umidades (Figura 5). Logo, para as áreas monitoradas, foram constatados uma relação inversa entre a umidade da vegetação e a média da altura das árvores/arbustos. A relação entre umidade e altura pode ser exemplificada pelas diferenças sucessionais entre os PA'S como foi observado em São José (Tianguá), em que a área inicial corresponde aos maiores teores de umidade e menores alturas, enquanto o inverso acontece para a área em clímax de PA Frios (Canindé).

Em relação a amplitude interquartil, observa-se na Figura 6a, que as maiores discrepâncias e heterogeneidade de altura foram evidenciadas na vegetação em clímax, a exemplo dos PMFS nos PA's Pajeú Inharé (Santana do Acaraú) e Frios (Canindé). Portanto, presumir-se-á maiores variâncias na estimativa de biomassa arbórea-arbustiva quando as equações alométricas considerarem como variável dependente a altura de plantas, isto em áreas com vegetação de Caatinga em clímax das áreas monitoradas.

A amplitude interquartil da altura dos indivíduos no PMFS no PA Frios em Canindé foi de 1,34 m, enquanto a área no município de Santana do Acaraú possui amplitude interquartil de 1,06 m, nestes PA's predominam vegetações em estágio de sucessão mais próximo do clímax (Tabela 6), diferentemente das menores amplitudes interquartil de altura nas áreas em estágio inicial e intermediário (Figura 6a).

O crescimento da vegetação típica da Caatinga em Luvisolos é potencializado, tendo o seu desenvolvimento mais eficiente, fato este evidenciado nos PMFS para os PA's Banhos (Russas) e Lenin da paz II (Ibaretama), na qual não diferenciaram significativamente por meio do teste de Kruskal-Wallis ($p \leq 0,05$) da área em clímax - PA Frios (Canindé). Destaca-se que naquelas áreas em sucessão intermediária apresentaram em comum a predominância das espécies de Marmeleiro, Sabiá e Pau-branco, numa composição de Luvisolos e Neossolo

(Figura 3), estes tipos de solo favorecem a infiltração de água no solo.

A Caatinga nativa presente em áreas de Luvisolos proporciona um aumento da infiltração de água no solo, contribuindo para maior percolação de água a profundidades maiores no solo (ALBUQUERQUE; LOMBARDI NETO; SRINIVASAN, 2001). Parâmetros dendrométricos tais como altura e diâmetro basal foram fortemente afetados pelo baixo teor de umidade do solo (MENDES *et al.*, 2013).

Ao apresentar a altura média das árvores nos cinco PMFS nos PA's monitorados percebe-se três intervalos de classes de altura das plantas bem definidos, a saber: classe I: 2,53 – 4,10 m, composta majoritariamente pelo PA São José (Tianguá); classe II: 4,13 - 4,90 m, composta em sua maioria por parte das parcelas do PA Banhos (Russas) e Lenin da paz II (Ibaretama), e classe III: 5,00 – 6,40 m, contemplando parte das parcelas de PA's Banhos (Russas), Pajeú-Inharé (Santana do Acaraú) e Frios (Canindé).

O PMFS do PA Frios (Canindé), em que intervalo da altura oscila entre 3,80 e 4,85 m, destaca-se por apresentar a maior média de altura entre as áreas estudadas, contrastando com a menor umidade da vegetação (36 a 48,7% de umidade) (Figura 5).

3.3.4 Número de árvores

Na definição do cálculo da biomassa individual acima do solo, os modelos variam de linear a exponencial. Alguns autores obtêm tais modelos com dados coletados a partir de medições destrutivas de uma série de árvores ou arbustos que cobrem vários atributos, tais como: idade, tamanho, diâmetro e número de árvores (SAMPAIO; SILVA, 2005; COLE; EWEL, 2006; NÁVAR, 2004).

As áreas com maior número de indivíduos por parcela compreendem os PMFS dos PA's de São José (Tianguá) e Banhos (Russas), caracterizando-se por vegetações em estágio inicial e em transição intermediária, respectivamente (Figura 6b). As parcelas monitoradas no município de Tianguá, sítio amostral com indivíduos mais jovens, destacaram-se por apresentar as maiores amplitudes interquartis entre as parcelas, quando se considera o número de árvores, em torno de 74 indivíduos.

O PMFS monitorado no PA Banhos, no município de Russas, apresentou média de 159 indivíduos arbustivo arbóreo por parcela (400 m²), não diferindo estatisticamente ao nível de 5% pelo teste Kruskal-Wallis quando comparado com o PA São José (Tianguá) (Figura 6b).

De acordo com os resultados apresentados por Dantas *et al.* (2010), o maior número de indivíduos amostrados para áreas com vegetação inicial indica que o estágio de sucessão

secundária predomina na vegetação. Logo, estudos realizados por Silva Santana *et al.* (2011) afirmaram que, em condições normais com floresta seca com características xerófilas, vários indivíduos jovens não completam o ciclo de desenvolvimento fenológico devido a processos de mortalidades ao longo da sucessão natural.

As áreas predominantemente em clímax, conforme evidenciado no PMFS no PA Frios (Canindé) e em estágio intermediário, a exemplo do PA Lenin da paz II (Ibaretama) e Banhos (Russas), apresentaram estatisticamente semelhantes ($p > 0,05$), fato este justificado pois nestas áreas predominaram tanto espécies tardias, tais como a Pau-branco e pioneiras como Marmeleiro (Tabela 6). A presença de espécies pioneiras como tardias dentro das áreas de estudo com vegetação intermediárias compõem uma vegetação que quando avaliando os parâmetros fitossociológicos não se distinguem de áreas iniciais ou a exemplo do número de árvore de áreas conservadas.

Dentre as famílias das espécies abundantes nas áreas monitoradas, somente a família Fabaceae está presente em todas os PMFS estudados. Portanto, os resultados corroboram com o encontrado nos estudos de Santos *et al.* (2017) em áreas com Caatinga no estado da Paraíba, onde observaram que as famílias mais abundantes são: Fabaceae e Euphorbiaceae, tanto no número de espécies quanto em quantidade de indivíduos. Estas famílias cobrem a maior parte das espécies lenhosas do bioma Caatinga (CALIXTO JÚNIOR; DRUMOND, 2014; LEITE *et al.*, 2015; HOLANDA *et al.*, 2015).

Ao avaliar as médias de indivíduos por parcela, evidencia-se semelhança entre os PMFS nos PA's de São José (Tanguá) e Banhos (Russas), com 148 e 156 indivíduos, respectivamente, estes divergem estatisticamente ao nível de 5% de significância do PA Pajeú Inharé (Santana do Acaraú), na qual apresentou 105 indivíduos. As parcelas monitoradas nos municípios de Tanguá e Russas destacam por não apresentarem espécies tardias quando comparado ao PA Pajeú Inharé (Santana do Acaraú), este último, apesar da estrutura vegetal em estágio intermediário, destaca-se por possuir uma vegetação distinta, constituída pelas menores quantidade de árvores (Figura 6b).

Mesmo numa vegetação com Caatinga em clímax, sem histórico de desmatamento, a tendência é que naturalmente existam maior número de indivíduos pertencentes às classes de menor porte, para que a sobrevivência dessas comunidades seja garantida (LIMA *et al.*, 2018). Portanto, a floresta seca apresenta diferentes amplitudes dendrométricas que caracterizam a dinâmica florestal e a biomassa arbustiva arbórea (RUBIN *et al.*, 2006).

A análise descritiva de distribuição de diâmetro por meio de modelos estatísticos é uma técnica que prevê implicitamente o rendimento atual, pois estima o número de árvores por

meio da classe de diâmetro e altura de cada classe (ROBINSON; HAMANN, 2010; BURKHART; TOMÉ, 2012). Assim, fornece informações mais detalhadas sobre a estrutura de estandes em relação às taxas de recrutamento e mortalidade (MARTÍNEZ-ANTÚNEZ *et al.*, 2015).

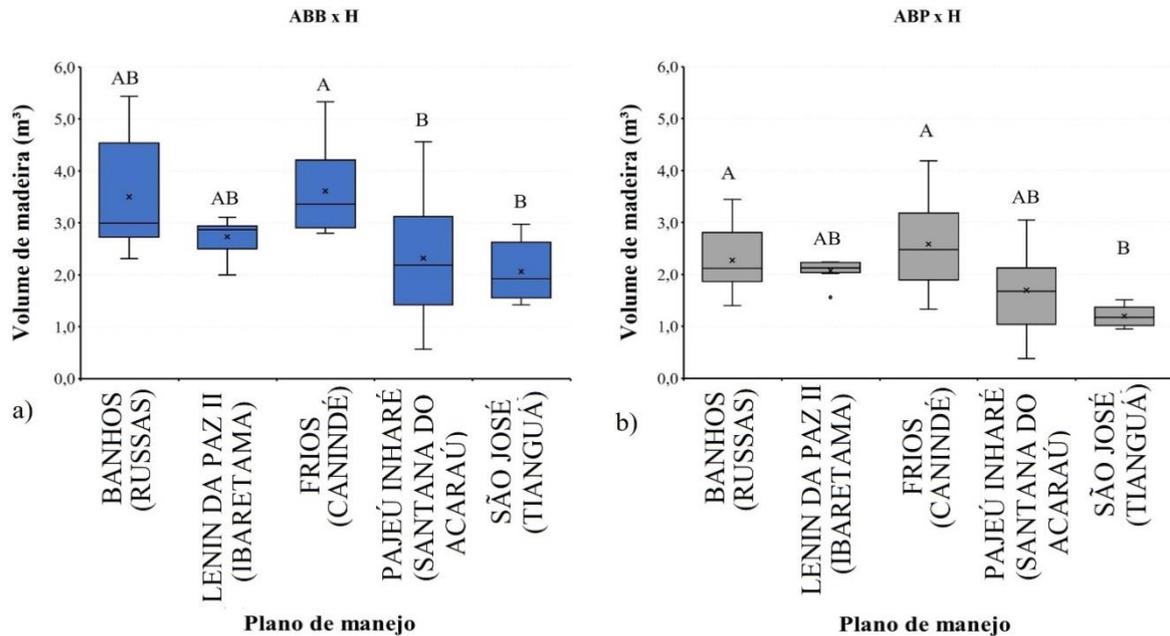
3.3.5 *Volume de madeira da vegetação*

O conhecimento sobre o estado sucessional, e conseqüentemente das características gerais de altura e número de indivíduos da vegetação, possibilitam a aplicação de metodologias para estimar a biomassa e volume arbóreo. Estudos de estimativa de biomassa podem ser divididos em métodos diretos e indiretos (PENG *et al.*, 2019).

O método direto destrutivo obtém a biomassa a partir do corte, secagem e pesagem dos componentes individuais das árvores colhidas. Diferentemente dos métodos indiretos que utilizam o volume de componentes de árvores multiplicados por vários fatores. Há também a utilização de equações alométricas empíricas para estimar a biomassa das árvores a partir de parâmetros como diâmetro na altura do peito (DAP), diâmetro a altura da base (DAB) e altura da árvore (H) (BROWN, 1997; SEGURA; KANNINEN, 2005; SOMOGYI, *et al.*, 2007)

Analisando a Figura 7, têm-se que em relação ao volume de madeira, houve diferença estatística para o teste de Kruskal-Wallis ($p \leq 0,05$) entre as áreas com vegetação inicial, especificamente o PMFS do PA São José (Tianguá), quando comparado com as parcelas predominantemente em clímax, a exemplo do PA Frios (Canindé). As medidas de volume feitas ao nível do solo (ABB*H) e na altura do peito (ABP*H) apresentaram as maiores médias correspondem ao PMFS do PA Frios (Canindé), especificamente 3,36 m³ e 2,48 m³, respectivamente.

Figura 7 - Apresentação do comportamento para os parâmetros: (a) Volume de madeira ao nível do solo (ABB*H) e (b) Volume de madeira (m³) na altura do peito



* Letra iguais dentro do PA não diferem estatisticamente pelo método Kruskal-Wallis ($p < 0,05$).
Fonte: elaborada pelo autor, 2022.

Os modelos multivariados não são adequados na capacidade de previsão, enquanto os modelos simples proporcionam resultados mais precisos na determinação de biomassa arbórea (AFROONDE; KIANI; ATTAROD, 2018). De acordo com o estudo de Ebuy *et al.* (2011), a altura e o diâmetro das árvores na altura do peito previam até 77 % das variações na biomassa arbórea de três espécies em Yangmbi, no Congo.

Em estudos que utilizaram equações alométricas na qual relacionam a altura e o diâmetro das árvores na altura do peito, em cinco espécies da Caatinga, os maiores valores médios de volume do fuste foram observados para Jurema-preta (0,066 m³) e Pau-branco (0,058 m³), respectivamente, enquanto os menores volumes foram verificados para a espécie Sabiá, com valores oscilando entre 0,048 e 0,0042 m³ (BATISTA *et al.*, 2020).

Observando a Figura 7 constata-se que o PMFS do PA São José (Tianguá) apresenta as menores médias de volume de madeira avaliadas quando comparado com as outras áreas estudadas, revelando volume basal de 1,92 m³ e volume com medições do diâmetro à altura do peito de 1,18 m³.

Ao avaliar o volume de madeira na altura basal, tem-se que do PA's Lenin Paz II (Ibaretama), apresentou volume médio de 0,44 m³, enquanto o PA Banhos (Russas), as médias foram absolutamente superiores, aproximadamente 1,82 m³. Entretanto, destaca-se que não ocorreu diferença significativa ao nível de 5% pelo teste de Kruskal-Wallis, correspondendo a

menor e maior amplitude interquartil para o volume à altura da base, respectivamente (Figura 7 a).

O estágio sucessiona da área em estudo é um fator importante, pois com o avanço da idade e a estabilização do crescimento em altura, os indivíduos lenhosos aumentam o acúmulo de carbono em seus troncos e galhos, incrementando assim o valor da relação massa/volume da madeira (SANTANA, 2017).

O indivíduo adulto é caracterizado por alta densidade da madeira, traqueoides longos, paredes celulares grossas, alta porcentagem de madeira tardia, baixa porcentagem de grãos em espiral, baixa porcentagem de nódulos e alta porcentagem de celulose (ROWELL, 2012). Nas regiões semiáridas, além de uma taxa reduzida de crescimento do volume de madeira à medida que as árvores envelhecem, a densidade de madeira muitas vezes aumenta ao longo do tempo como estratégia ecofisiológica das espécies nativas para lidar com limitações de umidade (LIU *et al.*, 2013; KLEIN *et al.*, 2014; SANTANA; ENCINAS, 2016).

O PMFS do PA Banhos (Russas) difere estatisticamente para o teste de Kruskal-Wallis ($p \leq 0,05$) do PA São José (Tanguá) quando avaliamos volume de madeira acima do peito, fato este não evidenciado quando se considera o volume basal, visto que estes não apresentaram diferença estatística ao nível de 5% de significância.

A resposta ao método de medida de volume a altura basal para as áreas em estágio sucessiona em clímax se mostrou mais desuniforme quando comparado ao volume acima do peito, justificado pelas respostas de maior amplitude dendrométricas interquartil das vegetações dos PMFS nos PA's Frios (Canindé), Pajeú Inharé (Santana do Acaraú) e Banhos (Russas) (Figura 7a e 7b).

Portanto, objetivando uma metodologia que se adeque melhor a áreas com características dendrométricas de estágio sucessiona em clímax, e por conseguintes características mais heterogêneas, deve-se recomendar a utilização das medidas de DAP em substituição ao DAB. Destacando as características das vegetações iniciais e clímax com menores amplitudes interquartis quando comparado às medições basais, possibilitando assim que equações gerais e específicas que utilizam o diâmetro médio na altura do peito (DAP*H) apresentem menores variância na estimativa da biomassa arbórea-arbustiva.

Destaca-se que a Catingueira é uma espécie abundante nas vegetações dos PMFS do PA São José (Tanguá) que possui média de volume de madeira de $59 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, enquanto no PA Pajeú Inharé (Santana do Acaraú) corresponde a $84 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ em média. Ademais, a espécie Jurema-preta predomina no PA Frios (Canindé) impactando diretamente os volumes de madeira, atingindo média de $124 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, divergindo estatisticamente ao nível de 5% da área mais jovem,

a exemplo do PA São José (Tianguá).

Em estudo realizado com o objetivo de analisar os aspectos fitossociológicos em uma vegetação de Caatinga em clímax, Ferraz *et al.* (2013), evidenciaram que as espécies que apresentaram maior volume, considerando-se os indivíduos com altura maior do que 5,82 m foram: Catingueira ($6,0371 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$), *Tabebuia aurea* (Pau D'Arco) ($1,8100 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) e Jurema-preta ($1,7768 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$). No total, essas espécies foram representadas por 1.213 indivíduos (61% da comunidade) e obtiveram juntas 69,8% do volume da classe encontrado por hectare (FERRAZ *et al.*, 2013).

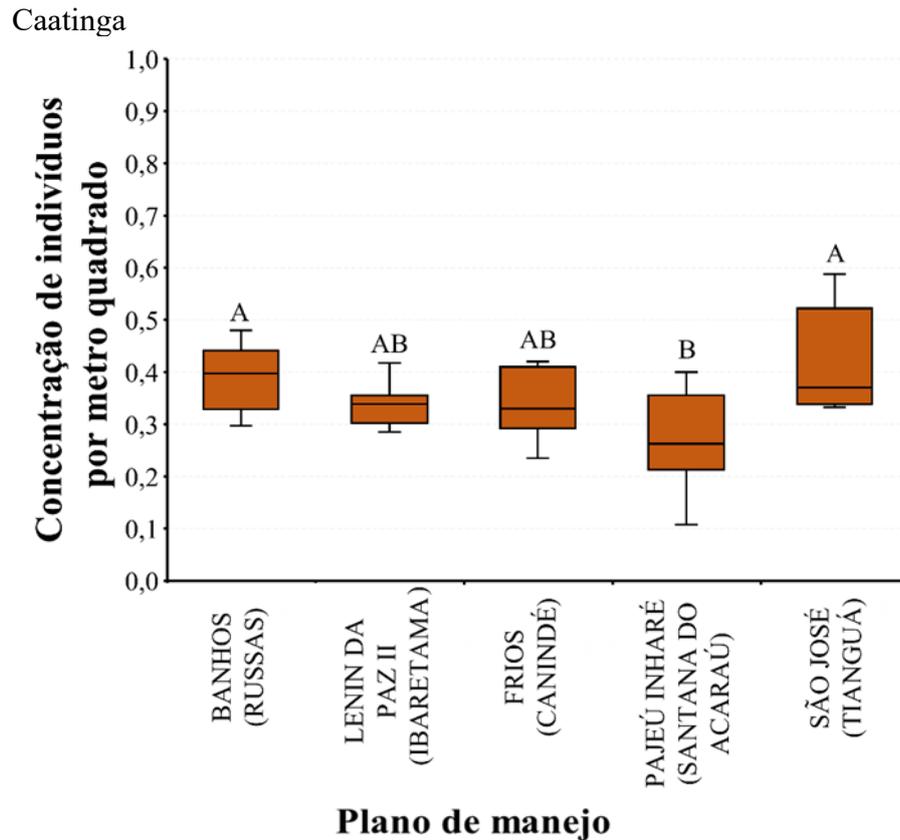
Em uma análise de uma vegetação em clímax da Caatinga no estado de Pernambuco ficou demonstrado que volume médio de madeira por árvore foi em torno de $0,12 \text{ m}^3$ (CV% = 11,9%), com indivíduos variando em tamanho de um volume mínimo de $0,003 \text{ m}^3$ - Marmeleiro, a um volume máximo de $0,40 \text{ m}^3$ - *Acácia kallunkiae* (Angico-preto), dentro dos intervalos encontrados por Santana (2017).

3.3.6 Distribuição de indivíduos

A análise da distribuição de indivíduo por unidade de área nas parcelas dos PMFS dos projetos de assentamento monitorados, evidenciou que áreas mais jovens, a exemplo do PA São José (Tianguá), destacaram-se por uma maior densidade, especificamente $4.167 \text{ árvores ha}^{-1}$. Outrossim, projetos em áreas com vegetação em clímax, a exemplo do município de Santana do Acaraú (PA Pajeú Inharé) apresentaram as menores distribuições de indivíduos (Figura 8).

A vegetação com Caatinga encontrada na Depressão Sertaneja caracteriza-se por uma pluviometria média anual em torno de 714,6 mm. Há na região destaque da classe dos solos Litólicos Eutróficos. Leite *et al.* (2015) estudando a vegetação do município de Teixeira no estado da Paraíba, evidenciou o predomínio de espécies semelhantes ao presente estudo, destacando-se: Marmeleiro, Catingueira, Mofunbo e Jurema-preta. Constatou ainda, que as características edafoclimáticas contribuíram para uma densidade de $3.069 \text{ árvores ha}^{-1}$. Portanto, destacam-se as semelhanças entre as vegetações de São José (Tianguá) e do estudo realizado por Leite *et al.* (2015) em Teixeira no estado da Paraíba, com altitudes de (776 e 718 m) respectivamente, comportamento evidenciado pelo efeito da altimetria e pela predominância da vegetação jovem, com concentração elevada de indivíduos e baixa biomassa.

Figura 8 – Apresentação do comportamento da distribuição de indivíduos por parcela em PMFS de PA's monitorados no bioma



* Letra iguais dentro do PA não diferem estatisticamente pelo método Kruskal-Wallis ($p > 0,05$).

Fonte: elaborada pelo autor, 2022.

O PMFS inserido no PA's de São José (Tianguá), destacou pelas maiores amplitudes interquartil da densidade de indivíduos quando comparado com as demais áreas intermediárias e clímax (Figura 8). A quantidade de indivíduos em áreas representativas do estágio sucessional inicial variou de 900 a 5.450 árvores ha^{-1} , já os valores médios da floresta em estágio secundário resultaram em 3.748 árvores ha^{-1} (WILLIAMS-LINERA *et al.*, 2011).

A quantidade de árvores em áreas da Caatinga tem sido limitada por condições menos favoráveis de levantamento fitossociológico (diâmetro no nível do solo > 3 cm), resultando em uma distribuição de indivíduos que variam entre 1.000 e 3.000 ind ha^{-1} , estes fortemente influenciados pelos critérios de inclusão adotados, assim complicando comparações entre áreas (SAMPAIO, 2010).

No entanto, estes valores de distribuição de indivíduos por unidade de área, supramencionados, estão aquém dos observados no PA São José (Tianguá) (Figura 8). Ademias, bem próximos de outras áreas da Caatinga de Nordeste do Brasil (ANDRADE *et al.*, 2005; FERRAZ *et al.*, 2014). É importante considerar os critérios de inclusão, estágio sucessional, ou histórico de uso e ocupação quando se pretende realizar comparações entre sítios monitorados.

A regeneração de uma área após 30 anos de abandono apresentou uma diversidade

de indivíduos semelhantes ao da área preservada. No entanto, a riqueza, densidade e área basal ainda não haviam se recuperado. Logo, Ferreira *et al.* (2016) constataram que a composição florística da área em regeneração diferiu da área preservada.

Ao analisarmos as médias de distribuição de indivíduos por unidade de área, têm-se que o PMFS no PA de São José (Tianguá) apresentou 0,37 indivíduos/m², enquanto o PMFS no PA Banhos (Russas) 0,40 indivíduos/m², distinguindo estatisticamente ao nível de 5% de significância do PA Pajeú Inharé (Santana do Acaraú) - 0,28 indivíduos/m² (Figura 9).

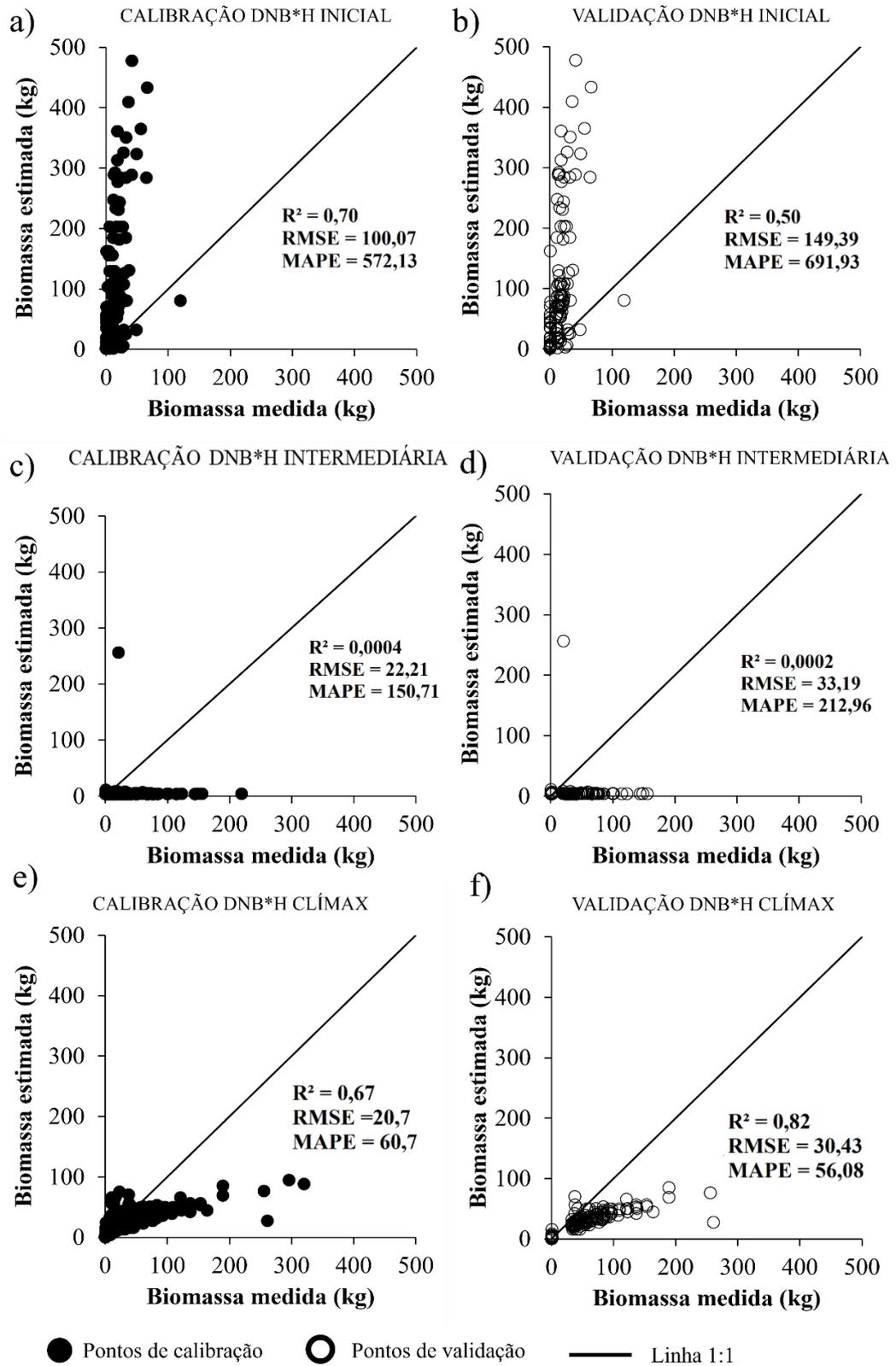
Estudos realizados por Leite *et al.* (2015) constataram uma densidade de 3.069 árvores ha⁻¹ (0,30 indivíduos/m²) para as condições do estado da Paraíba, caracterizando uma vegetação de Caatinga, com altura média de 5,0 m, que foi influenciada pelo grande número de indivíduos de Marmeleiro. Enquanto Dantas *et al.* (2010) visando acrescer o conhecimento sobre a vegetação da Caatinga caracterizada por fragmentos como savana estépica florestada, observaram árvores com média de até 5 metros, ultrapassando excepcionalmente os 7 metros de altura, obtiveram uma densidade de indivíduos de 2.755 árvores ha⁻¹ (0,27 indivíduos/m²).

As condições altimétricas da área do PA Pajeú Inharé (Santana do Acaraú) com altitude de 30 m e densidade de 2.800 ind ha⁻¹, assemelharam-se aos resultados encontrados por Dantas *et al.* (2010), cuja altitude oscilaram de 187 a 206 m, estes obtiveram uma concentração de indivíduos da ordem de 2755 árvores ha⁻¹.

Em estudos comparativos das estruturas fitossociológicas de fragmentos de Caatinga com níveis de sucessão ecológica primária e secundária localizados no estado de Pernambuco, constataram que a intervenção antrópica na Caatinga provocou diminuição da diversidade, abundância, diâmetro e altura das plantas, sendo que o intervalo de 30 anos não foi suficiente para a comunidade vegetal atingir um estágio avançado de desenvolvimento ecológico, resultando em uma densidade de 1.137 árvores ha⁻¹ (CALIXTO JÚNIOR; DRUMOND, 2014), bem inferiores ao encontrado neste levantamento experimental.

As semelhanças altimétricas entre as áreas da Caatinga são um fator determinante no estudo da vegetação, aliada aos atuais estágios sucessional e históricos de uso das mesmas, quanto mais documentados forem os fatores como (altitude, tipologia de solos, pluviometria), se torna mais nítida a distinção entre áreas com vegetação em estágios sucessionais diferentes (CALIXTO JÚNIOR; DRUMOND, 2014).

Figura 9 – Calibração e validação das equações alométricas obtidas para estimativa da biomassa arbórea-arbustiva no diâmetro basal, representativo dos três estágios de sucessão vegetal: (a), (b) inicial; (c), (d) intermediário; (e), (f) clímax



Fonte: elaborada pelo autor.

3.3.7 Estágio sucessional

Os resultados da diferenciação estatística dos parâmetros umidade, altura, número de árvores, volume de madeira e espécies abundantes nos permite caracterizar as áreas avaliadas quanto ao seu estágio sucessional de acordo com os resultados estatísticos e com base na literatura sobre a vegetação da Caatinga.

A vegetação dos PA's Lenin Paz II (Ibaretama) e Banhos (Russas) pode ser caracterizada como áreas com vegetação em estágio sucessional intermediário, não diferindo estatisticamente ($p > 0,05$) quando comparado com a área em clímax (PA Frios – Canindé). A vegetação avaliada em Canindé apresentou as mais elevadas médias para os parâmetros: altura média e volume de madeira a nível do peito, possuindo uma composição com espécies pioneiras, intermediárias e tardias, conforme enquadramento demonstrado na Tabela 7.

Tabela 7 – Enquadramento das áreas amostradas, conforme parâmetro amostral e estágio sucessional das espécies de vegetação característica

Parâmetros	Estágio sucessional		
	Inicial	Intermediária	Clímax
Umidade	São José (Tianguá)	Banhos (Russas) Lenin da Paz II (Ibaretama)	Frios (Canindé) Pajeú Inharé (Santana do Acaráú)
Altura	São José (Tianguá) Pajeú Inharé (Santana do Acaráú)	Lenin da Paz II (Ibaretama)	Frios (Canindé) Banhos (Russas)
Número de Árvores	São José (Tianguá) Banhos (Russas)	Lenin da Paz II (Ibaretama) Frios (Canindé) Lenin da Paz II (Ibaretama)	Pajeú Inharé (Santana do Acaráú)
Volume de Madeira	São José (Tianguá)	Pajeú Inharé (Santana do Acaráú)	Frios (Canindé) Banhos (Russas)
Espécies Abundantes	São José (Tianguá) Banhos (Russas)	Lenin da Paz II (Ibaretama)	Frios (Canindé) Pajeú Inharé (Santana do Acaráú)
Classificação	São José (Tianguá)	Banhos (Russas) Lenin da Paz II (Ibaretama)	Frios (Canindé) Pajeú Inharé (Santana do Acaráú)

Fonte: elaborada pelo autor, 2022.

Compreende-se que a vegetação em estágio sucessional intermediário exibe uma

recuperação relativamente alta de volume basal, densidade e altura, devido as várias espécies de árvores conservadas ocupando os locais abandonados precocemente no processo sucessório (QUESADA *et al.*, 2009; WILLIAMS-LINERA *et al.*, 2011).

A vegetação no estágio de clímax, compreende os PA Pajeú-Inharé (Santana do Acaraú) e PA Frios (Canindé), apresentando a segunda menor média para o número de indivíduos e a maior média de altura quando comparado com os demais projetos de assentamentos. Quando se considera a distribuição das classes conforme os parâmetros avaliados, conforme apresentado na Tabela 7, têm-se que o PA São José (Tianguá) com predominância de espécies em crescimento inicial, os PA's Banhos (Russas) e Lenin Paz II (Ibaretama) em sucessão secundária e os PA's São José (Tianguá) e Frios (Canindé) caracterizando como áreas em clímax.

A biomassa da Caatinga é altamente variável, pois resulta de uma combinação da idade dos estandes florestais, dos totais de altura pluviométrica anual e riqueza de espécies. Destaque-se que as florestas em clímax apresentam maior variabilidade de espécies, o que, por sua vez, influencia positivamente no quantitativo da biomassa arbórea-arbustiva (SOUZA *et al.*, 2019). Para a extração controlada em planos de manejos florestais sustentáveis, e condicionamento da biomassa arbórea, o ideal é que os indivíduos extraídos sejam preferencialmente, os maiores e com o menor conteúdo de umidade, potencializando o valor calórico bruto (MANTOVANI *et al.*, 2005).

Esta variação relacionada as maiores taxas de umidade e número de indivíduos, acompanhado das menores alturas média, caracteriza a área como vegetação inicial no PA São José (Tianguá). Enquanto na área com vegetação em clímax, PA Frios (Canindé) e PA Pajeú-Inharé (Santana do Acaraú), destacam-se pela menor quantidade de indivíduos, porém maiores em altura e menores taxas de umidades gravimétrica do cerne, destacando na sua grande maioria, espécies em sucessão secundária e em clímax, como a Catingueira, Sabiá e Pau-branco (Figuras 5, 6 e Tabela 6).

Tais resultados, divergem em parte dos observados numa floresta tropical seca no estado de Minas Gerais, onde ficou demonstrado que os parâmetros: altura, área basal e umidade foram menores para os indivíduos em estágio inicial e maiores no estágio em clímax. No entanto, os valores de área basal e densidade não diferem estatisticamente entre os estágios, apenas a altura dos indivíduos na fase inicial diferiram dos outros estágios sucessionais.

Ao avaliarmos ABB e ABP, relacionando-as à H, torna-se possível distinguir estatisticamente o PA São José (Tianguá) do sítio com parcelas em clímax no PA Frios (Canindé), salientando ainda que a partir do método de estimativa indireto, o volume de madeira

e conseqüentemente a biomassa, serão distintamente impactados em decorrência do estágio de desenvolvimento sucessional da floresta com espécies predominantes da Caatinga.

Em áreas com estágios sucessionais distintos os fatores bióticos e abióticos resultam em mudança na estrutura e composição de espécies durante a sucessão secundária, isso implica em condições históricas e ambientais, um conjunto comum de forças determinísticas intrínsecas às espécies e às características da comunidade, sendo os principais motores desse desenvolvimento das espécies (LEBRIJA-TREJOS *et al.*, 2010a).

Corroborando com os estudos obtidos por Lebrija-Trejos *et al.* (2010a), têm-se que o PA São José (Tianguá) é constituído tipicamente por espécies predominantemente pioneiras e em sucessão secundária. O sítio contrasta com as parcelas experimentais que apresentam a predominância de espécies em estágio de clímax, conforme observado nos PA's Frios (Canindé) e PA Pajeú-Inharé (Santana do Acaraú), quando se considera os parâmetros monitorados, conforme apresentado na Tabela 7. Em termos de composição das espécies, aquelas áreas em estágios iniciais de sucessão tendem a diferir consideravelmente dos sítios em estágios sucessionais intermediários e tardios (MADEIRA *et al.*, 2009).

Ao avaliar os parâmetros do PA Banhos (Russas) e Frios (Canindé) destaca-se a altura das árvores e o volume de madeira, não ocorrendo diferença estatística entre estes planos de assentamento, com as maiores médias dos parâmetros para a área em clímax de Frios (Canindé) a área intermediária no município de Russas possui características altimétricas e pluviométricas semelhantes, entretanto o PA Banhos compreende uma área com Luvisolos e Neossolos Litólicos a diferentemente do PA Frios com predominância de Neossolos Litólicos que resultou na semelhanças entre parâmetros para áreas com estágios sucessionais distintos.

Corroborando com estudo de Silva *et al.* (2014) demonstrou que disponibilidade de água varia muito no tempo e no espaço e é um fator limitante para o crescimento da planta, causando variabilidade ambiental acentuada para as condições de altitude, precipitação e vegetação da Caatingas distintas.

Para as condições do PA São José (Tianguá) temos condições altimétricas e completamente diferentes das áreas em Russas e Canindé, pois a cidade de Tianguá está a 776 m acima do nível do mar, com uma média pluviométrica anual de 1.233 mm, em uma área de Neossolos Litólicos, distinguindo-se das demais áreas para a maioria dos parâmetros e correspondendo às menores médias para os parâmetros altura e volume de madeira.

Os resultados deste estudo não corroboram como o estudo realizado por Silva *et al.* (2014) que demonstrou que para áreas mais altas, onde o acesso é difícil, a vegetação exibe uma fisionomia de Caatinga arbórea fechada, contendo plantas amadeiradas individuais de

maior área basal e altura.

Esta distinção altimétrica encontrada em Tianguá está relacionada com sua localização topográfica, pois este município encontra-se a sotavento e relação com as correntes de ar úmidas que não atingem diretamente esta cidade, que recebem menor quantidade de massa de ar úmida apesar da alta média pluviométrica, isso reflete nas menores medias para os parâmetros altura e volume de madeira.

Dentre os processos de gênese orográfica das chuvas estão associados às vertentes orientadas de maneira a barrar as correntes de ar, chamadas de encostas a barlavento. Por outro lado, as encostas de orientação oposta (sotavento) tendem a favorecer um movimento subsidente do ar atmosférico, gerando estabilidade e aquecimento por compressão sobre a superfície (SILVA NÓBREGA *et al.*, 2019). Por esta razão, as áreas mais baixas do relevo, posicionadas a sotavento, tendem a receber menos precipitação, dando origem ao efeito da sombra de chuva (SILER *et al.*, 2013).

As condições climáticas, litológicas e altimétricas das áreas em estudo caracterizam as vegetações inseridas nestes locais e são fontes de variabilidade da biomassa arbórea, para que se possam desenvolver equações alométricas que possam ser aplicadas a estas áreas deve-se utilizar os parâmetros que consigam representar a vegetação de cada sítio em estudo, por fim é importante que os modelos desenvolvidos demonstrem a sua capacidade de previsão.

Dentre os parâmetros supramencionados, observa-se que ao avaliar as medidas de DAP ocorreu diferença estatística ($p \leq 0,05$) entre a área com vegetação em estágio inicial - PA São José (Tianguá) com as áreas em clímax dos PA's Frios (Canindé) e Pajeú Inharé (Santana do Acaraú), demonstrando ser este parâmetro um bom indicativo de estimativa de biomassa da vegetação. Ademais, destaca-se ainda que as medidas do DAB não demonstraram a mesma eficiência acima mencionadas, devido a uma desuniformidade nestas medidas que resultam em amplitudes interquartis superiores, quando comparamos com o DAP.

Os resultados apresentados na Tabela 8 demonstram a eficiência do emprego de equações alométricas na estimativa indireta de biomassa acima do solo, diferentemente dos parâmetros relacionados, através do coeficiente de correlação de Spearman, com os demais parâmetros analisados.

Tabela 8 – Matriz de correlação do coeficiente de Spearman para os parâmetros avaliados na PMFS

	H (m)	PV (kg)	PS (kg)	DNB (cm)	DAP (cm)
H (m)	1,000				
PV (kg)	0,744**	1,000			
PS (kg)	0,732**	0,989**	1,000		
DNB (cm)	0,631**	0,689**	0,683**	1,000	
DAP (cm)	0,601**	0,978**	0,971**	0,650**	1,000

* Correlação é significativa ao nível de 5%; ** Correlação é significativa ao nível de 1%, e ns não tem correlação significativa. Número de árvores; Altura (H em m); Peso verde (PV em kg); Peso seco (PS em kg); Diâmetro basal (DNB cm); Diâmetro médio a altura do peito (DAP cm).

Fonte: elaborada pelo autor.

Com os resultados do teste da análise de variância (ANOVA) (ANEXO B), pode-se observar quais variáveis se distinguem entre si ao nível de significância de 5%. Assim como o Teste de normalidade de Kolmogorov-Smirnov e Shapiro-Wilk (ANEXO A) demonstrando quais variáveis possuem distribuição normal ao nível de significância de 5% para os parâmetros avaliados.

Estudando floresta seca da Etiópia, diferentemente dos resultados observados neste estudo, foi constatado que as equações alométricas com melhor desempenho combinam diâmetro basal e altura média nas estimativas dos componentes: folhagens, ramos e biomassas acima do solo (TESFAYE *et al.*, 2016; GETNET; NEGASH, 2021).

O presente estudo revela que as variáveis que apresentam forte correlação com o peso da biomassa seca acima do solo (kg), ao nível de significância de 1%, foram: altura (0,744), diâmetro a altura do peito (0,978) e diâmetro basal (0,689) (Tabela 8). Assim como foi possível evidenciar que os altos coeficiente de correlação de Spearman entre os parâmetros supramencionados sugerem a forte correlação entre altura média, e as medidas diamétricas, o que possibilita o emprego destas variáveis na estimativa da biomassa arbórea por meio de equações alométricas.

Conforme constatado na Tabela 8, algumas variáveis monitoradas, apresentam-se irrelevantes, redundantes e até diminuem a precisão de estimativa da biomassa seca acima do solo, considerando que algumas variáveis estão fracamente correlacionadas com a biomassa arbórea ou altamente correlacionadas entre si, portanto, métodos eficazes são necessários para identificar as variáveis de biomassa que melhor contribuam com as estimativas de biomassa (SUN *et al.*, 2019).

Dos parâmetros que compõem as equações alométricas; o diâmetro a altura do peito

e altura se destacam pela forte correlação com a maioria das variáveis em estudo, contrastando com o diâmetro basal, que obtiveram correlações moderada com os demais parâmetros, principalmente com o peso seco e verde. Sendo que a interação do DNB e/ou DAP com a H, tem sido recomendado nos estudos fitosociológicos na Caatinga, e sua medida pode ser empregada facilmente em plantas com multicaules (RODAL *et al.*, 1992). Ao desenvolver equações gerais para espécies da Caatinga, Sampaio e Silva (2005), obtiveram alto coeficiente de determinação para o DAP na determinação da biomassa de árvores da Caatinga.

Ao desenvolver equações alométricas, torna-se importante englobar parâmetros que contemplem a distribuição vertical uniforme (altura média), assim como o desenvolvimento horizontal diversificado (diâmetros médios), contribuindo assim na obtenção de uma maior representatividade da biomassa arbórea na Caatinga.

A correlação moderada do peso seco com a altura, indica que a variável se apresenta como promissora para estimativa da biomassa para as áreas em estudo (Tabela 8). Ademais, estas possuem majoritariamente correlação forte tanto com a biomassa seca quanto verde, revelando-se como variável relevante na estimativa da biomassa arbórea-arbustiva dos sítios monitorados por meio das equações específicas e gerais, que podem ser aplicadas para vegetação arbórea em áreas do bioma Caatinga.

Importante destacar que ocorrem incertezas associadas ao uso de uma única equação alométrica em todas as estimativas de biomassa arbórea-arbustiva, considerando, tratar-se de uma região heterogênea a semiárida brasileira (CASTANHO *et al.*, 2020b). Conforme apontado por Chave *et al.* (2005), equações alométricas específicas da floresta são necessárias para derivar estimativas mais precisas e confiáveis para estimativa da biomassa. No caso do bioma Caatinga, Sampaio *et al.* (2010) apontaram que informações sobre a idade do povoamento (floresta jovem, intermediária ou clímax) também podem desempenhar um papel importante no desenvolvimento de equações alométricas apropriada (CASTANHO *et al.*, 2020b).

No caso em estudo, têm-se que as variáveis peso verde e peso seco foram obtidas indiretamente a partir do emprego de equação volumétrica geral desenvolvida para as espécies vegetais da Caatinga nos estados do Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba e Pernambuco, elaborada pelo Projeto PNUD/FAO/IBAMA/BRA/087/007, sendo testado em vários inventários florestais na região nordeste, aprovados pelos órgãos ambientais (TONIOLO, 2014).

De acordo com a Tabela 8, verifica-se que foi possível encontrar relações significativas entre os parâmetros diâmetros e as variáveis peso verde e peso seco. Possibilitando utilizar os diâmetros nos modelos alométricos na estimativa de biomassa.

Dentre os modelos de predição indiretos, a regressão linear múltipla é uma das principais ferramentas de modelagem estatística empregada na estimativa de uma variável dependente por seus preditores (VITOS, 2018). Embora as regressões sejam eficazes para predição, sua utilidade na análise e interpretação da contribuição dos estimadores individuais é limitada pela ocorrência dos efeitos de multicolinearidade (LIPOVETSKY, 2009). Por outro lado, várias técnicas foram desenvolvidas para superar os efeitos desta limitação, como aplicação de métodos de penalização da regressão ou métodos de aprendizado de máquina (ACHARJEE *et al.*, 2013).

Em estudo realizado na vegetação da Caatinga foi demonstrado que uma menor variação da biomassa arbórea é inversamente proporcional ao desempenho das equações alométricas desenvolvidas, estas podem obter um melhor ajuste aos dados (SAMPAIO *et al.*, 2010). A grande maioria dos estudos, com tipos de vegetação diversificada, a exemplo da Caatinga, obtiveram resultados satisfatórios para estimativa de biomassa (CHAVE *et al.*, 2005; PILLI *et al.*, 2006). A elaboração de equação que pode ser aplicada à vegetação é apoiada por um grande corpo de teoria sobre o crescimento, estrutura e escala das plantas (FEHRMANN; KLEINN, 2006). A Tabela 9 apresenta a caracterização das equações alométricas geral e específicas, encontradas para estimativa da biomassa arbórea-arbustiva para estágio sucessional com dados obtidos nos PMFS em assentamentos gerenciados pelo INCRA no semiárido cearense.

Tabela 9 - Equações alométricas obtidas para estimativa da biomassa arbórea-arbustiva (kg), tendo como variáveis independentes a altura H (m) e o diâmetro basal (DNB) e na altura do peito (DAP) cm

Estágio sucessional	Equação DNB*H	R²	R ajustado	p	sig
Inicial	$y = 0,2301 * (\text{DNB} * \text{H}) - 0,72$	0,674	0,674	0,001	0,000
Intermediária	$y = 3,1358e^{0,0065 \text{ DNB} * \text{H}}$	0,005	0,005	0,100	0,000
Clímax	$y = 0,3201 * (\text{DNB} * \text{H}) - 1,4976$	0,632	0,632	0,001	0,000
Geral	$y = 0,2773 * (\text{DNB} * \text{H}) + 5,8245$	0,246	0,246	0,010	0,000
Estágio sucessional	Equação DAP*H	R²	R ajustado	p	sig
Inicial	$y = 0,0406 * (\text{DAP} * \text{H})^{1,5703}$	0,955	0,955	0,001	0,000
Intermediária	$y = 0,0178 * (\text{DAP} * \text{H})^{1,8284}$	0,907	0,907	0,001	0,000
Clímax	$y = 0,0391 * (\text{DAP} * \text{H})^{1,5785}$	0,959	0,959	0,001	0,000
Geral	$y = 1,819 + (\text{DAP} * \text{H})^{0,031}$	0,643	0,643	0,001	0,000

Fonte: elaborada pelo autor, 2022.

Os modelos alométricos desenvolvidos relacionam os diâmetros médios basal e na altura do peito com a altura média das plantas. Outrossim, a Tabela 9, apresenta o desempenho destes e sua capacidade em representar a estimativa da biomassa arbórea-arbustiva das árvores

nas parcelas monitoradas. Dentre os modelos desenvolvidos, o que apresentou o pior desempenho foi aquele que utilizou o diâmetro basal para área com vegetação em estágio sucessional intermediária, cujo coeficiente de determinação (R^2) foi 0,005 com valor de $p \leq 0,1$ (Tabela 9).

A biomassa aérea das árvores da Caatinga podem ser estimadas a partir de equações alométricas, sendo que os melhores modelos são aqueles específicos que consideram o estágio sucessional. Portanto, os que consideraram a mensuração dos diâmetros ao nível do peito, apresentaram melhor eficiência quando comparado aos modelos gerais, especificamente na mensuração do diâmetro na altura basal.

Em parte, semelhante ao observado neste trabalho, Silva e Sampaio (2008), constataram que das muitas combinações possíveis de duas ou mais variáveis, as de DAP x HT (Altura total), melhoraram levemente o ajuste das massas no caso das espécies pequenas, mas não no caso das espécies grandes.

As equações específicas desenvolvidas com os dados provenientes dos PA's em estudo conseguem representar a variação da biomassa arbórea de maneira mais eficiente e confiável. Constata-se que a vegetação em estágios inicial e clímax, destacaram-se por apresentar melhor ajuste dos dados para elaboração das equações alométricas (DNB*H e DAP*H), evidenciado pelos melhores coeficiente de determinação, que oscilaram de 0,63 a 0,95.

Os coeficientes de determinação indicam que proporções relativamente altas de variabilidade na massa das árvores podem ser explicadas pelo diâmetro do caule, altura das plantas. Portanto, em sintonia com Sampaio *et al.*, (2010), em que considerando cada variável separadamente, constataram que o melhor ajuste foi geralmente com DAP, com pouca diferença em relação ao DNB.

Portanto, no tocante às áreas com vegetações nos diferentes estágios de crescimento, dentre as equações encontradas, recomendam-se o emprego de equações específicas que relacionam o DAP e H na estimativa da biomassa seca da parte aérea. Entretanto, ao considerarmos o diâmetro a altura do peito (DAP*H), o emprego da equação geral ($p \leq 0,001$) contribui para um salto do coeficiente de determinação de 0,24 para 0,77, melhorando assim a estimativa da biomassa arbórea-arbustiva quando se compara a equação geral que relaciona DNB e H, conforme demonstrado na Tabela 9. As diferenças nas estimativas com implementação de equações diferenciadas para áreas em clímax, intermediárias e em estágio inicial de regeneração refletem melhoria na eficiência dos modelos propostos, quando comparamos as medidas diamétricas de equações gerais.

No intuito de avaliar a capacidade das equações alométricas desenvolvidas para estimar biomassa arbórea seca da vegetação em diferentes estágios sucessionais, foram empregados os métodos de penalização da regressão: coeficiente de determinação (R^2); Raiz quadrada do erro médio (RMSE) e Erro percentual absoluto médio (MAPE), conforme observado na Figura 9.

O melhor resultado para medidas diamétricas ao nível basal (DNB), foi encontrado para vegetação em estágio de clímax, destacando-se com o coeficiente de determinação ($R^2 = 0,63$), erro percentual absoluto médio (MAPE) de 60% e 57% nas etapas de calibração e validação, respectivamente. Portanto, resultados mais satisfatórios quando comparado com a vegetação em estágio intermediário, cujo coeficiente de determinação ($R^2 = 0,005$) e MAPE de 150% e 212 % para as etapas de calibração e validação, respectivamente (Figura 9 c e d).

Diferentemente da vegetação em estágio inicial e em sucessão secundária, têm-se que as equações desenvolvidas para áreas com vegetação em estágio de clímax com mensurações na altura basal, apresentou um substancial aumento do R^2 e redução do RMSE para as etapas de calibração e validação (Figuras 9 e e f). Corroborando com estudo de grupos funcionais de espécies arbóreas em floresta seca na Austrália oriental, aqueles autores demonstraram uma mudança positiva brusca no RMSE indicando aumentou do erro, concluindo que tais modelos são menos robustos na representação da biomassa da vegetação (CHIEPPA *et al.*, 2020). Já Valbuena *et al.* (2016) ao estudarem o desenvolvimento de modelos alométricos para savana em Burkina Faso, encontraram modelos capazes de explicar em 82% a variância na biomassa arbórea medida, constatando baixo erro absoluto médio (0,01%), concluindo assim, que a adoção de modelo alométrico se mostrou robusto para estimativa da biomassa naquelas condições locais.

A modelagem que apresentou a menor eficiência na predição da biomassa seca foi encontrada para vegetação intermediária utilizando as medidas ao DNB. O modelo desenvolvido revelou uma estimativa da biomassa em torno de 0,5 % da variação da biomassa arbórea com valor de $p \leq 0,1$. As metodologias de penalização da regressão, para a vegetação em estágio intermediária demonstraram que o maior MAPE apresentou os maiores valores nas áreas em estudo, de 150% a 212% entre as etapas de calibração e validação respectivamente, conforme observado nas Figuras 9 c e d.

Comparando, com o estágio inicial e secundário, verifica-se que o modelo encontrado na estimativa da biomassa arbórea-arbustiva da vegetação em clímax, mostrou-se sobremaneira eficiente ao considerar a variável diâmetro basal e altura da planta ($R^2 = 0,63$; $p \leq 0,001$), além disso o erro percentual absoluto médio se apresenta como um importante

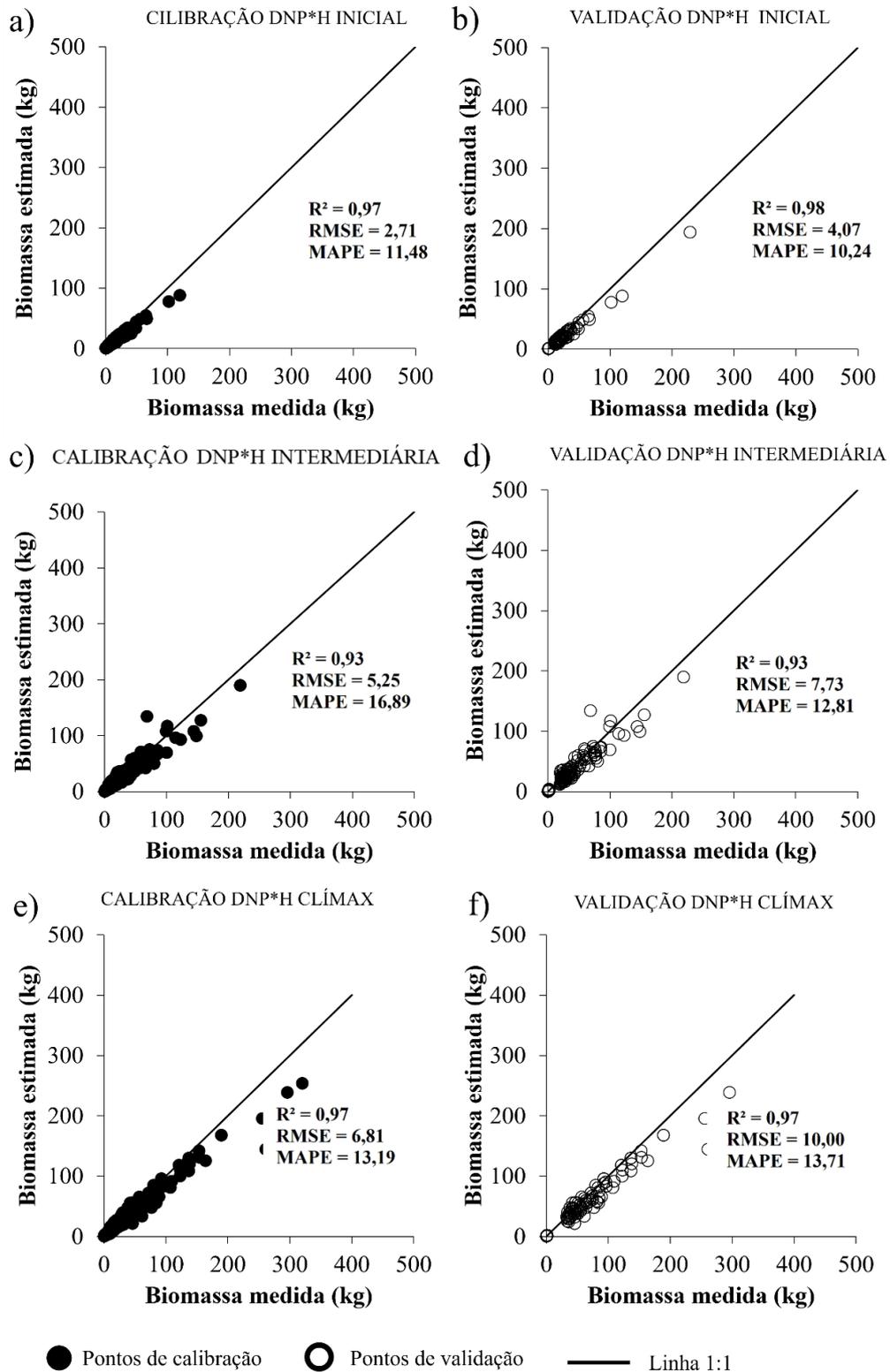
indicativo de melhoria da performance do modelo, este variou de 60,7 a 56,08, entre a calibração e validação, respectivamente.

Em relação aos parâmetros levantados à altura do peito, têm-se que os modelos encontrados para os três estágios de desenvolvimento mostraram-se bastante robustos com melhor performance quando comparados com as medidas na altura basal. Fato este evidenciado pelos elevados coeficiente de determinação, e menores RMSE e MAPE, tanto para a calibração quanto no processo de validação (Figura 10).

Os resultados estão bem próximos dos encontrados por Duguy, Godoy e Fuentes (2015). Estes, ao explorarem várias abordagens para estimativa da biomassa arbustiva-arbórea com base em variáveis dimensionais coletadas em campo, todas as formas de abordagem levaram a relações de volume-biomassa obtendo resultados muito semelhantes, apresentando um alto coeficiente de determinação em todas as etapas, oscilando de 0,88 a 0,95.

Figura 10 – Calibração e validação das equações alométricas obtidas para estimativa da biomassa arbórea-arbustiva no diâmetro à altura do peito, representativo dos três estágios de sucessão vegetacional: (a), (b) inicial; (c),

(d) intermediário; (e), (f) clímax



Fonte: elaborada pelo autor.

Assim, os resultados apresentados na Figura 10, evidenciam que os modelos que empregaram variáveis de DAP, apresentaram as melhores performances quando comparados com aqueles que empregaram as variáveis ao nível do solo. As áreas em crescimento inicial

apresentaram melhores respostas para medidas à altura do peito, apesar de estarem muito próximas, quando comparadas às parcelas com vegetação em estado de crescimento intermediário e clímax, aquelas destacaram pelos menores RMSE e MAPE, tanto na calibração quanto para a validação (Figura 10).

Com o intuito de estimar com precisão a biomassa através da colheita de 3.139 árvores e arbustos em 22 plantações, Paul *et al.* (2013) demonstraram uma alta variabilidade na biomassa observada em árvores de grande porte. Constataram ainda, que o número de amostras pequenas, trata-se de uma considerável fonte de erro, que gera modelos ineficientes para condições do leste da Austrália.

De acordo com o coeficiente de determinação obtidos durante as etapas de calibração, ficou evidenciado que não houvera uma distinção quanto a capacidade de representação da biomassa arbórea para áreas inicial e em clímax, ambos com o R^2 maior ou igual a 0,9 com valor de $p \leq 0,001$. Entretanto, divergindo para os demais parâmetros, a área com Caatinga em crescimento inicial apresentou substancial melhora na resposta, quando comparado com a vegetação intermediária e clímax, evidenciado pelos menores RMSE e MAPE (Figura 10).

Os modelos que consideram a variável diamétrica à altura do peito para Caatinga, mostraram-se com melhor performance, quando comparado com os observados por Henry *et al.* (2011). Segundo os referidos autores a modelagem eficiente para condições da savana resultou em coeficientes de determinação de até 0,84, estes revelaram como o melhor modelo encontrado na literatura. Entretanto, em condições locais este modelo apresentou uma superestimação de 16% (HENRY *et al.*, 2011).

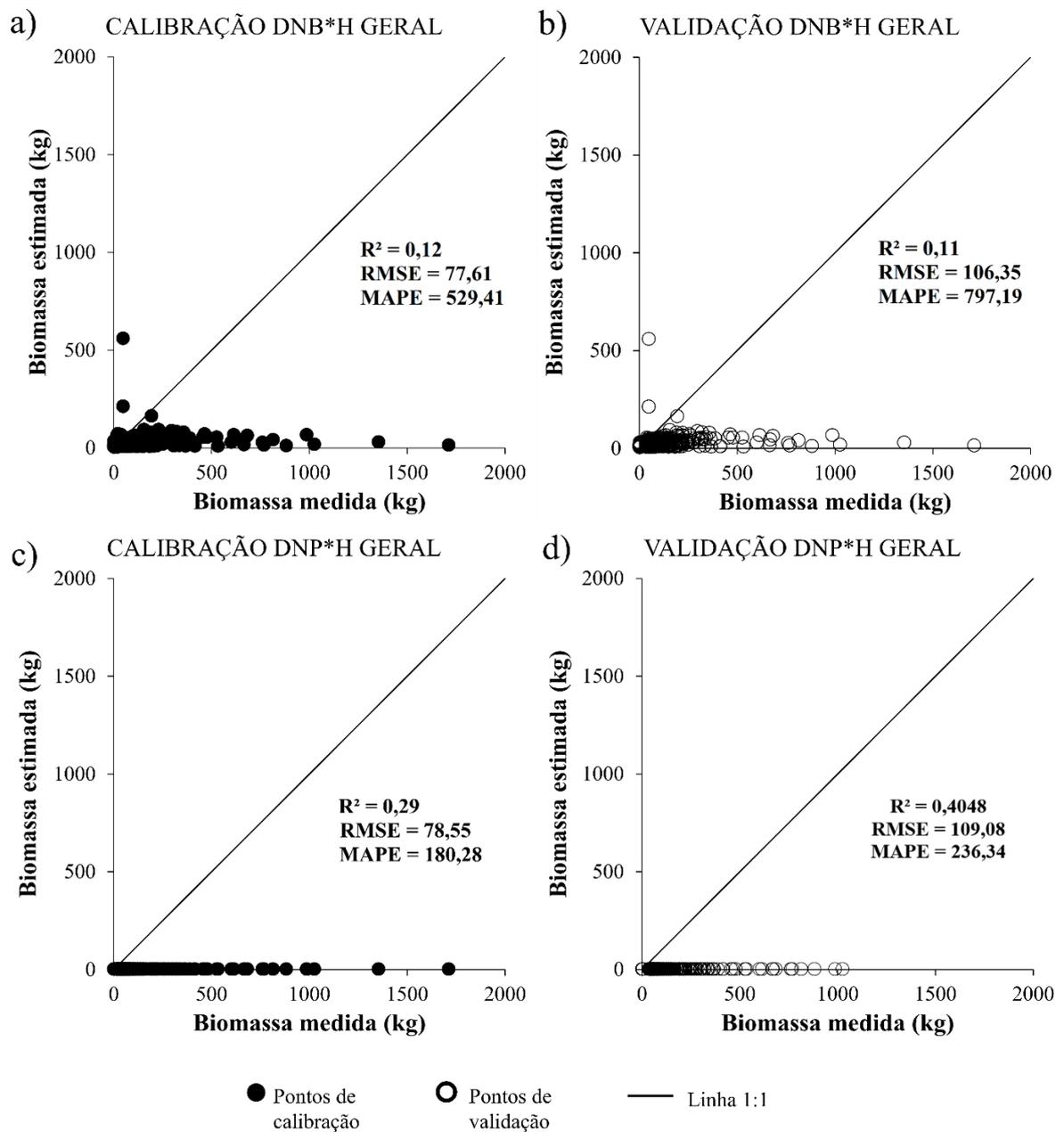
Os resultados para estimativa de variáveis dependentes (peso seco do tronco, peso seco do ramo, volume de árvore e tronco) relacionadas a medidas diamétricas como variável independente, mostraram-se eficientes em representar a biomassa acima do solo ($R^2 = 0,81$) assim como o volume da árvore para condições de vegetação conservada de floresta seca no Irã (AFROONDE; KIANI; ATTAROD, 2018). Para que um modelo alométrico possa ser considerado precisos o MAPE pode variar de 18 a 20% (PAUL *et al.*, 2018). No estudo em questão, os valores de MAPE, para a estimativa da biomassa com o uso de variáveis na altura do peito, estes oscilaram de 10,24% para validação na fase inicial à 13,71% na validação da vegetação em clímax (Figura 10).

Coefficientes de determinação acima de 0,95, tendo a medida de RMSE de 2,71% e 4,07%, conforme pode ser observado nas Figuras 10 a e b, entre as etapas de calibração e validação das equações alométricas obtidas para vegetação em estágio inicial, evidencia a

eficiência de utilização do modelo encontrado, diferindo muito pouco em eficiência para os estágios de sucessão subsequente (intermediário e clímax). Possivelmente, a homogeneidade e predominância de espécies pioneiras na fase inicial de crescimento, a exemplo do Marmeleiro, tenha contribuído para maior robustez desse modelo. Tais modelos, explicam sempre acima de 90% a variação da biomassa arbórea-arbustiva, viabilizando desta maneira, a aplicação destas equações específicas com variáveis diamétricas a altura do peito em áreas com vegetações da Caatinga em diferentes estágios de crescimento (Figura 10).

Importante destacar que a equação geral foi obtida com inclusão de todos os dados amostrados das cinco áreas monitoradas, cuja capacidade de representar a estimativa da biomassa arbustiva-arbórea é de 64% e ($p \leq 0,001$), utilizando diâmetros a altura do peito (Tabela 9). Dessa forma, percebe-se um aumento nas metodologias de penalização de regressão (RMSE e MAPE), além de uma redução no R^2 , quando se considera as equações gerais em comparação com as específicas, acima discutidas (Figuras 11).

Figura 11 - Calibração e validação das equações alométricas gerais obtidas para estimativa da biomassa arbórea-arbustiva no diâmetro basal (a), (b), e a altura do peito (c), (d), contemplando todas os indivíduos monitorados para os três estágios de sucessão vegetacional



Fonte: elaborada pelo autor.

Para que os modelos específicos desenvolvidos para locais e/ou espécies possam estimar de forma precisa a biomassa arbustiva-arbórea, os níveis de MAPE devem atingir no máximo 20% para fase de validação, quando tais modelos atendem mais de um local e espécies (PAUL *et al.*, 2018).

Vários modelos locais foram desenvolvidos para espécies tropicais em geral. Embora o número de modelos específicos do local para espécies subsaarianas, em particular,

tenha aumentado a exemplo dos estudos de Mugasha *et al.* (2013) e Mate *et al.* (2014), se possível, modelos mais específicos do local devem ser desenvolvidos para obter biomassa estimada não tendenciosa. A exemplo dos encontrados nesta pesquisa.

Portanto, modelo geral que utiliza diâmetro basal e altura não devem ser aconselhados nas estimativas de biomassa arbustiva-arbórea aérea da Caatinga, pois os valores de MAPE sempre acima de 500%, podem contribuir para a estimativa de dados tendenciosos e imprecisos. Estudos têm demonstrado que quando exigindo estimativas de biomassa em diferentes escalas espaciais, a aplicação de equações genéricas desenvolvidas deve possuir erros percentuais de previsão de biomassa inferiores a 11%, contudo em um determinado local, esses erros podem ser maiores que 45% ao usar equações genéricas (PAUL *et al.*, 2013).

Os modelos alométricos gerais se revelaram com menor robustez na estimativa da biomassa arbustiva-arbórea da Caatinga, com precisão e significância inferiores, quando comparamos com os modelos específicos. A aplicação de modelos generalizados para estimativa de biomassa acima do solo produziu resultados tendenciosos ao grande número de espécies avaliadas e variabilidade dendrométrica das espécies que caracterizam florestas tropicais, a exemplo da Caatinga, logo, o desenvolvimento de modelos específicos é sugerido para provar a precisão da estimativa de biomassa e reduzir as incertezas (TESFAYE *et al.*, 2016).

Os resultados supracitados vêm corroborar com estudos realizados no Ceará por Araújo *et al.* (2011) e no Pernambuco por Silva Nóbrega *et al.* (2019) em que foi demonstrado que o desenvolvimento da Caatinga em diferentes condições altimétricas resultou em composição, desenvolvimento e caracterização estrutural distintas da vegetação da Caatinga.

4 CONCLUSÃO

Em áreas do bioma Caatinga, independentemente do estágio de desenvolvimento da vegetação, recomenda-se o emprego consorciado das variáveis diâmetro à altura do peito e altura da planta, no que concerne a eficiência de modelos alométricos específicos para estimativa indireta e confiável de biomassa seca acima do solo.

Dentre as variáveis métricas avaliadas o diâmetro à altura do peito e altura demonstraram capacidade estatística de representar a biomassa arbórea Caatinga e as equações alométricas que utilizam estas variáveis correspondem aos modelos mais robustos quando comparadas com as equações que utilizam o diâmetro basal.

Aos modelos implementados com equações alométricas específicas, que consideraram a especificidade do estágio de desenvolvimento da vegetação (inicial, intermediário e clímax), a partir do emprego das variáveis diâmetro à altura do peito e altura média dos indivíduos se mostraram com melhor performance e com maior robustez que as equações gerais.

REFERÊNCIAS

- ACHARJEE, A.; FINKERS, R.; VISSER, R. G.; MALIEPAARD, C. Comparison of regularized regression methods for omics data. **Metabolomics** [s. l.], v. 3, n. 3, p. 1-9, 2013.
- ALBUQUERQUE, A. W.; LOMBARDI NETO, F.; SRINIVASAN, V. S. Efeito do desmatamento da caatinga sobre as perdas de solo e água de um Luvissole em Sumé (PB). **Revista brasileira de ciência do solo** [s. l.], v. 25, n. 1, p. 121-128, 2001.
- ALECRIM, N. V. **Plano de manejo florestal integrado Agrossilvipastoril Sustentável: Relatório técnico**. Santana do Acaraú: SDA, 2015.
- AFROONDE, A.; KIANI, B.; ATTAROD, P. Allometric equations for determining volume and biomass of *Acer monspessulanum* L. subsp. *cinerascens* multi-stemmed trees. **Caspian Journal of Environmental Sciences** [s. l.], v. 16, n. 2, p. 113-121, 2018.
- ALLEN, C. D. *et al.* A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. **Forest ecology and management** [s. l.], v. 259, n. 4, p. 660-684, 2010.
- ALVAREZ, I. A.; OLIVEIRA, A. R. Manejo da Caatinga é essencial ao desenvolvimento do Semiárido. **Portal Dia de Campo** [s. l.], v. 1, p. 1-2, 2013.
- ALVES JUNIOR F. T. *et al.* Structure evaluation of the Caatinga vegetation for sustainable forest management in the municipality of Floresta, Pernambuco, Brazil. *In*: GUNKEL, G.; SILVA, J. A. A.; SOBRAL, M. C. (Eds.) **Sustainable Management of Water and Land in Semiarid Areas**. Recife: Editora Universitária UFPE, 2013. p. 186-202.
- AMORIM, I. L. *et al.* Fenologia de espécies amadeiradas da Caatinga de Seridó, RN. **Revista Árvore** [s. l.], v. 33, p. 491-499, 2009.
- ANDRADE, E. M. *et al.* Uncertainties of the rainfall regime in a tropical semi-arid region: the case of the State of Ceará. **Revista Agro@ambiente On-line** [s. l.], v. 10, n. 2, p. 88-95, 2016.
- 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** [s. l.], v. 11, n. 3, p. 253-262, 2005.
- ANDRADE-LIMA, D. The caatingas dominium. **Revista brasileira de Botânica**, v. 4, n. 2, p. 149-153, 1981.
- APGAUA, D. M. G. *et al.* Beta-diversity in seasonally dry tropical forests (SDTF) in the Caatinga Biogeographic Domain, Brazil, and its implications for conservation. **Biodiversity and Conservation** [s. l.], v. 23, p. 217-232, 2014.
- APGAUA, D. M. G. *et al.* Floristic variation within seasonally dry tropical forests of the Caatinga Biogeographic Domain, Brazil, and its conservation implications. **International Forestry Review** [s. l.], v. 17, n. 2, p. 33-44, 2015.
- APOLINÁRIO, V. X. D. O. *et al.* Arboreal Legume Litter Nutrient Contribution to a Tropical

Silvopasture. **Agronomy Journal** [s. l.], v. 108, n. 6, p. 2478-2484, 2016.

AQUINO, D. N. *et al.* Belowground Carbon and Nitrogen on a Thinned and Un-Thinned Seasonally Dry Tropical Forest. **American Journal of Plant Sciences** [s. l.], v. 8, p. 2083-2100, 2017a.

AQUINO, D. N. *et al.* Nutrient cycling and CO₂ emissions in areas of preserved and thinned caatinga. **Revista Árvore** [s. l.], v. 41, n. 3, p. 1-10, 2017b.

AQUINO, D. N.; MONTE, F. C. D.; SOUZA FILHO, E. T. S. Informações geoambientais como suporte à educação ambiental nos projetos de assentamentos do INCRA no estado do Ceará. *In*: HILUY FILHO, J. J. (org.). **Quem é quem na Comissão Interinstitucional de Educação Ambiental (CIEA)?**. Fortaleza: UFC Edições, 2019. 116p.

ARAÚJO FILHO, J. A. Manejo pastoril sustentável da Caatinga. Recife: Projeto Dom Helder Câmara, 2013. 204p.

ARAÚJO, D. C. D. S. *et al.* Spatial variability of soil attributes in an experimental basin in the semi-arid region of Pernambuco, Brazil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental** [s. l.], v. 22, n. 1, p. 38-44, 2018.

ARAÚJO, F. S. *et al.* Floristics and life-forms along a topographic gradient, central-western Ceará, Brazil. **Rodriguésia** [s. l.], v. 62, p. 341-366, 2011.

ARAÚJO, F. S.; MARTINS, F. R.; SHEPHERD, G. J. Variações estruturais e florísticas do carrasco no planalto da Ibiapaba, estado do Ceará. **Revista Brasileira de Biologia** [s. l.], v. 59, p. 663-678, 1999.

ARAÚJO, L. V. C.; SILVA, J. A. Unidade experimental Fazenda Belo Horizonte – Mossoró/RN. *In*: GARIGLIO, M. A. *et al.* (Orgs.). **Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da caatinga**. Brasília: Serviço Florestal Brasileiro, 2010. p. 205-213.

BACCINI, A. *et al.* Response to Comment on “Tropical forests are a net carbon source based on aboveground measurements of gain and loss”. **Science** [s. l.], v. 363, n. 6423, p. 1-2, 2019.

BALVANERA, P.; CASTILLO, A.; MARTÍNEZ-HARMS, M. J. Ecosystem services in seasonally dry tropical forests. *In*: DIRZO, R. *et al.* **Seasonally dry tropical forests**. Washington: Island Press, 2011. p. 259-277.

BARBERA, V. I. T. O. *et al.* Long-term cropping systems and tillage management effects on soil organic carbon stock and steady state level of C sequestration rates in a semiarid environment. **Land Degradation & Development** [s. l.], v. 23, n. 1, p. 82-91, 2012.

BARROS, J. D. S.; CHAVES, L. H. G. Change in soil chemical properties under different farming systems exploration in semiarid region of Paraíba. **African Journal of Agricultural Research** [s. l.], v. 9, n. 31, p. 2436-2442, 2014.

BATISH, D. R. *et al.* **Ecological basis of agroforestry**. Boca Raton: CRC Press, 2008. 400p.

BATISTA, F. G. *et al.* Longitudinal variation of wood quality in the five forest species from

- Caatinga. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias** [s. l.], v. 15, n. 4, p. 1-9, 2020.
- BEHLING, A. *et al.* Teores de carbono orgânico de três espécies arbóreas em diferentes espaçamentos. **Pesquisa Florestal Brasileira** [s. l.], v. 34, n. 77, p. 13-19, 2014.
- BERDANIER, A. B.; KLEIN, J. A. Growing season length and soil moisture interactively constrain high elevation aboveground net primary production. **Ecosystems** [s. l.], v. 14, n. 6, p. 963-974, 2011.
- BESTELMEYER, B. T. *et al.* Desertification, land use, and the transformation of global drylands. **Frontiers in Ecology and the Environment** [s. l.], v. 13, n. 1, p. 28-36, 2015.
- BI, H. *et al.* Effects of precipitation and land use on runoff during the past 50 years in a typical watershed in Loess Plateau, China. **International Journal of Sediment Research** [s. l.], v. 24, n. 3, p. 352-364, 2009.
- BRAND, M. A. *et al.* Influence of storage time on the quality of biomass for energy production in humid subtropical regions. **Cerne** [s. l.], v. 16, n. 4, p. 531-537, 2010.
- BRAND, M. A. Potencial de uso da biomassa florestal da caatinga, sob manejo sustentável, para geração de energia. **Ciência Florestal** [s. l.], v. 27, n. 1, p. 117-127, 2017.
- BRASIL, J. B. *et al.* Sazonalidade na produção de serrapilheira em dois manejos no semiárido tropical. **Journal of Environmental Analysis and Progress** [s. l.], v. 2, n. 3, p. 167-176, 2017.
- BRASIL. Resolução SUDENE nº 107 de 20 de julho de 2017. **Estabelece critérios técnicos e científicos para delimitação do Semiárido Brasileiro e procedimentos para revisão de sua abrangência**. Recife: SUDENE, 2017. 2p.
- BRASIL. Decreto nº 5.975, de 30 de novembro de 2006. Regulamenta artigos do Código Florestal, entre outros. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**: Seção 1, Brasília, DF, 2006. 1p.
- BRESSON, J. *et al.* Quantifying spatial heterogeneity of chlorophyll fluorescence during plant growth and in response to water stress. **Plant methods** [s. l.], v. 11, n. 1, p. 1-15, 2015.
- BRIANEZI, D. *et al.* Equações alométricas para estimativa de carbono em árvores de uma área urbana em Viçosa – MG. **Revista Árvore**, v. 37, n. 6, p. 1073-1081, 2013.
- BROWN, S. **Estimating biomass and biomass change of tropical forests: a primer**. Rome: FAO, 1997. s.p.
- BURKHART, H. E.; TOMÉ, M. Modeling Forest trees and stands. **Springer Science & Business Media**, 2012.
- CADEMUS, R. *et al.* Analyzing trade-offs, synergies, and drivers among timber production, carbon sequestration, and water yield in *Pinus elliotii* forests in southeastern USA. **Forests** [s. l.], v. 5, n. 6, p. 1409-1431, 2014.

CALIXTO JÚNIOR, J. T.; DRUMOND, M. A. Estudo comparativo da estrutura fitossociológica de dois fragmentos de Caatinga em níveis diferentes de conservação. **Pesquisa Florestal Brasileira** [s. l.], v. 34, n. 80, p. 345-355, 2014.

CAO, G. *et al.* Impacts of thickening unsaturated zone on groundwater recharge in the North China Plain. **Journal of hydrology** [s. l.], v. 537, p. 260-270, 2016.

CARVALHO, A. J. E. *et al.* **Potencial econômico dos recursos florestais em áreas de assentamento do Rio Grande do Norte**. 2. ed. Natal: MMA/ PNF/ Secretaria de Biodiversidade e Florestas, 2000. 13p.

CASTANHO, A. *et al.* A close look at above ground biomass of a large and heterogeneous Seasonally Dry Tropical Forest-Caatinga in North East of Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências** [s. l.], v. 92, n. 1, p. 1-18, 2020b.

CASTANHO, A. *et al.* Potential shifts in the aboveground biomass and physiognomy of a seasonally dry tropical forest in a changing climate. **Environmental Research Letters** [s. l.], v. 15, n. 3, p. 1-11, 2020a.

CASTELLETTI, C. H. M. *et al.* Quanto ainda resta da Caatinga? Uma estimativa preliminar. In: SILVA, J. M. C. *et al.* (Org.). **Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente/ Universidade Federal de Pernambuco, 2003. p. 91-100.

CASTRO, A.I. *et al.* An Automatic Random Forest-OBIA Algorithm for Early Weed Mapping between and within Crop Rows Using UAV Imagery. **Remote Sens.** [s. l.], v. 10, n. 285, p. 1-21, 2018.

CEARÁ. Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos. **Monitoramento**. 2020. Disponível em: http://www.funceme.br/?page_id=2383. Acesso em: 20 dez. 2022.
CGEE. Centro de gestão e estudos estratégico. **Secas no Brasil Política e gestão proativas**. 2016. Disponível em: https://www.cgee.org.br/documents/10195/734063/seca_brasil-web.pdf. Acesso em: 02 dez. 2022.

CHATURVEDI, R. K.; RAGHUBANSHI, A. S. Aboveground biomass estimation of small diameter woody species of tropical dry forest. **New Forests** [s. l.], v. 44, n. 4, p. 509-519, 2013.

CHAVE, J. *et al.* Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. **Oecologia** [s. l.], v. 145, n. 1, p. 87-99, 2005.

CHAZDON, R. L. *et al.* Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbances. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences** [s. l.], v. 362, n. 1478, p. 273-289, 2007.

CHIDUMAYO, E. N.; GUMBO, D. J. (Eds.) **The dry forests and woodlands of Africa: managing for products and services**. London: Earthscan, 2010. 304p.

CHIEPPA, J. *et al.* Allometric estimates of aboveground biomass using cover and height are improved by increasing specificity of plant functional groups in eastern Australian rangelands.

Rangeland Ecology & Management [s. l.], v. 73, n. 3, p. 375-383, 2020.

CIRILO, J. A.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; CAMPOS, J. N. B. A questão da água no semiárido brasileiro. In: BICUDO, C; E; M.; TUNDISI, J. G.; SCHEUENSTUHL, M. C. B. (Org.). **Águas do Brasil – Análises estratégicas**. São Paulo: Instituto de Botânica. 2010. p. 81-91.

CLARK, D. B.; KELLNER, J. R. Tropical Forest biomass estimation and the fallacy of misplaced concreteness. **Journal of Vegetation Science** [s. l.], v. 23, n. 6, p. 1191-1196, 2012.

CLEVELAND, C. C. *et al.* Uma comparação das estimativas do modelo de satélite baseado em gráficos e do sistema terrestre da produção primária da floresta tropical. **Ciclos Biogeoquímicos Globais** [s. l.], v. 29, n. 5, p. 626-644, 2015.

COLE, M. M. *et al.* **The savannas: biogeography and geobotany**. London: Academic Press, 1986. 438p.

COLE, T. G.; EWEL, J. J. Allometric equations for four valuable tropical tree species. **Forest Ecology and Management** [s. l.], v. 229, p. 351-360, 2006.

CONANP. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. **Estudio de ordenamiento ecológico en áreas ejidales de la zona de amortiguamiento de la Reserva de la Biósfera Selva El Ocote del Ejido General Emiliano Zapata Municipio de Ocozocoautla de Espinosa**. Chiapas: CONAP, 2006. 74p.

CONTI, G. *et al.* Large changes in carbon storage under different land-use regimes in subtropical seasonally dry forests of southern South America. **Agriculture, ecosystems & environment** [s. l.], v. 197, p. 68-76, 2014.

COOK, B. I.; AULT, R. T.; SMERDON, J. E. Risco de seca sem precedentes do século 21 no sudoeste americano e planícies centrais. **Science Advances** [s. l.], v. 1, n. 1, p. 1-10, 2015.

COSTA, A. C. S. *et al.* Propriedades da madeira de cerne e alburno de *Eucalyptus camaldulensis*. **Brazilian Journal of Wood Science** [s. l.], v. 8, n. 1, p. 10-20, 2017.

COSTA, T. L. N. *et al.* Desenvolvimento inicial de seis espécies da caatinga produzidas em recipientes biodegradáveis. In: ZUFFO, A. M. (Org.). **As Regiões Semiáridas e suas Especificidades 2**. Ponta Grossa: Atena Editora, v. 2, 2019. 215p.

FEITOSA, F. A. C.; OLIVEIRA, F. V. C. **Programa de recenseamento de fontes de abastecimento por água subterrânea no estado do Ceará: diagnóstico do município de Salitre**. Fortaleza: CPRM, 1998. 15p.

CRUZ, J. S. *et al.* Variabilidade espacial de um Alfisol cultivado com cana-de-açúcar. **Ciência e Investigação Agrária** [s. l.], v. 38, n. 1, p. 155-164, 2011.

CUNHA, L. V. F. C.; ULYSSES, P. Quantitative ethnobotany in an Atlantic Forest fragment of Northeastern Brazil-Implications to conservation. **Environmental monitoring and assessment** [s. l.], v. 114, n. 1, p. 1-25, 2006.

SILVA SANTANA, J. A. *et al.* Padrão de distribuição e estrutura diamétrica de *Caesalpinia pyramidalis* Tul.(Catingueira) na Caatinga do Seridó. **Revista de Biologia e Ciências da terra** [s. l.], v. 11, n. 1, p. 116-122, 2011.

DANTAS, J. G. *et al.* Estrutura do componente arbustivo/arbóreo de uma área de Caatinga situada no município de Pombal-PB. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável** [s. l.], v. 5, n. 1, p. 134-142, 2010.

CLIMATE. **Climate Data For Cities Worldwidedata**. 2020. Disponível em: <https://en.climate-data.org/>. Acesso em: 20 dez. 2022.

SERRANA, R. G.; VILAGROSA, A.; ALLOZA, J. A. Pine mortality in southeast Spain after an extreme dry and warm year: interactions among drought stress, carbohydrates and bark beetle attack. **Trees** [s. l.], v. 29, n. 6, p. 1791-1804, 2015.

DEL CAMPO, A. D. *et al.* Ecohydrological-based forest management in semi-arid climate. In: KŘEČEK, J. *et al.* **Ecosystem services of headwater catchments**. New York: Springer, 2017. p. 45-57.

DENG, L., LIU, G. B., SHANGGUAN, Z. P. Land-use conversion and changing soil carbon stocks in China's 'Grain-for-Green' Program: a synthesis. **Global Change Biology** [s. l.], v. 20, n. 11, p. 3544-3556, 2014.

DHAR, U.; RAWAL, R. S.; SAMANT, S. S. Structural diversity and representativeness of forest vegetation in a protected area of Kumaun Himalaya, India: implications for conservation. **Biodiversity & Conservation** [s. l.], v. 6, n. 8, p. 1045-1062, 1997.

DIRZO, R. *et al.* **Seasonally dry tropical forests: ecology and conservation**. Washington: Island Press, 2011. 408p.

DUGUY, P. B.; GODOY, P. J.; FUENTES, LOPEZ, L. Developing allometric volume-biomass equations to support fuel characterization in North-Eastern Spain. **Ecologia mediterranea** [s. l.], v. 41, n. 2, p. 15-24, 2015.

SANTOS, H. G. *et al.* **O novo mapa de solos do Brasil: legenda atualizada**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2011. 67p.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos** [s. l.]. Rio de Janeiro: Embrapa, 1979. 83p.

FAO. Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura. **Sri lanka forestry outlook study**. Bangkok: FAO, 2009. 69p.

FEHRMANN, L.; KLEINN, C. General considerations about the use of allometric equations for biomass estimation on the example of Norway spruce in central Europe. **Forest Ecology and Management** [s. l.], v. 236, n. 3, p. 412-421, 2006.

FEITOSA, R. C. **Estoque de carbono em floresta tropical sazonalmente seca no nordeste do Brasil: uma comparação entre dois usos do solo**. 2017. 95f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola), Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2017.

- FERNANDES, T. J. *et al.* Simultaneous assessment, through sap flow and stable isotopes, of water use efficiency (WUE) in thinned pines shows improvement in growth, tree-climate sensitivity and WUE, but not in WUEi. **Forest Ecology and Management** [*s. l.*], v. 361, p. 298-308, 2016.
- FERRAZ, J. S. F. Conhecimento sobre espécies lenhosas úteis da mata ciliar do Riacho do Navio, Floresta, Pernambuco. **Zonas Áridas** [*s. l.*], v. 9, n. 1, p. 25-34, 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**, Viçosa-MG, v.38, n.6, p. 1055-1064, 2014.
- FERRAZ, R. C. *et al.* Levantamento fitossociológico em área de caatinga no monumento natural Grota do Angico, Sergipe, Brasil. **Revista Caatinga** [*s. l.*], v. 26, n. 3, p. 89–98, 2013.
- FERREIRA, R. L. C. *et al.* Richness and diversity of Caatinga areas in different successional stages in northeastern Brazil. **Scientia Forestalis** [*s. l.*], v. 44, n. 112, p. 799-810, 2016.
- FLEXAS, J.; MEDRANO, H. Drought-inhibition of photosynthesis in C3 plants: stomatal and non-stomatal limitations revisited. **Annals of botany** [*s. l.*], v. 89, n. 2, p. 183-189, 2002.
- FRACETTO, F. J. C. *et al.* Estoques de carbono e nitrogênio no solo cultivado com mamona na Caatinga. **Revista Brasileira de Ciência do Solo** [*s. l.*], v. 36, n. 5, p. 1545-1552, 2012.
- GALLÉ, A.; HALDIMANN, P.; FELLER, U. Photosynthetic performance and water relations in young pubescent oak (*Quercus pubescens*) trees during drought stress and recovery. **New Phytologist**, v. 174, n. 4, p. 799-810, 2007.
- GALMÉS, J.; MEDRANO, H.; FLEXAS, J. Photosynthetic limitations in response to water stress and recovery in Mediterranean plants with different growth forms. **New phytologist** [*s. l.*], v. 175, n. 1, p. 81-93, 2007.
- GARCIA-PRATS, A. *et al.* Development of a Keetch and Byram—Based drought index sensitive to forest management in Mediterranean conditions. **Agricultural and forest meteorology** [*s. l.*], v. 205, p. 40-50, 2015.
- GARIGLIO, M. A. A rede de manejo florestal na caatinga. In: GARIGLIO, M. A. *et al.* (Orgs.). **Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da Caatinga**. Brasília: Serviço Florestal Brasileiro, 2010. p.199-204.
- GARIGLIO, M. A.; BARCELLOS, N. D. E. Manejo florestal sustentável em assentamentos rurais na caatinga: estudo de caso na Paraíba e Pernambuco. In: GARIGLIO, M. A. *et al.* (Org.). **Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da Caatinga**. Brasília: Serviço Florestal Brasileiro, 2010. p. 116-127.
- GEI, M. G.; POWERS, J. S. Nutrient cycling in tropical dry forests. In: SANCHEZ-AZOFEIFA, A. *et al.* **Tropical dry forests in the Americas: ecology, conservation, and management**. Boca Raton: CRC Press, 2014. p. 141-156.

GEIGER, R. **Landolt-Bornstein - Zahlenwerte und Funktionen aus Physik, Chemie, Astronomie, Geophysik und Technik**. Berlin: Springer, 1954, p. 603-607.

GETNET, D.; NEGASH, M. Allometric equations for estimating aboveground biomass of khat (*Catha edulis*)-stimulate grown in agroforestry of Raya Valley, Northern Ethiopia. **Heliyon** [s. l.], v. 7, n. 1, p. 1-8, 2021.

GIONGO, V. *et al.* Soil Organic Carbon in the Brazilian Semi- arid tropics. **Global Science Books, Dynamic soil, dynamic plant** [s. l.], v. 5, p. 12-20, 2011.

GIRÃO, O.; CORREA, A. C. B. A contribuição da geomorfologia para o planejamento da ocupação de novas áreas. **Revista de Geografia** [s. l.], v. 21, p. 1-11, 2004.

GOMES, M. J. S. *et al.* Geração de renda e o manejo florestal em assentamentos de Pernambuco. **Revista de Política Agrícola** [s. l.], v. 22, n. 4, p. 56-66, 2013.

GONZÁLEZ-M, R. *et al.* Disentangling the environmental heterogeneity, floristic distinctiveness and current threats of tropical dry forests in Colombia. **Environmental Research Letters** [s. l.], v. 13, n. 4, p. 1-12, 2018.

GONZÁLEZ-SANCHIS, M. *et al.* Modeling adaptive forest management of a semi-arid Mediterranean Aleppo pine plantation. **Ecological Modelling** [s. l.], v. 308, p. 34-44, 2015.

GRAEF, F.; HAIGIS, J. Spatial and temporal rainfall variability in the Sahel and its effects on farmers' management strategies. **Journal of Arid Environments** [s. l.], v. 48, n. 2, p. 221-231, 2001.

GUERREIRO, M. J. S. *et al.* Long term variation of precipitation indices in Ceará State, Northeast Brazil. **International Journal of Climatology** [s. l.], v. 33, n. 14, p. 2929-2939, 2013.

GUIMARÃES, L. S.; LIMA, E. C. Levantamento geoambiental dos componentes físico-naturais da sub-bacia hidrográfica semiárida do nordeste do Brasil, rio Itacolomi-Ce. **Revista da Casa da Geografia de Sobral** [s. l.], v. 21, n. 2, p. 1104-1118, 2019.

GUUROH, R. T. *et al.* Drivers of forage provision and erosion control in West African savannas-A macroecological perspective. **Agriculture, ecosystems & environment** [s. l.], v. 251, p. 257-267, 2018.

GYSSSELS, G. *et al.* Impact of plant roots on the resistance of soils to erosion by water: a review. **Progress in physical geography** [s. l.], v. 29, n. 2, p. 189-217, 2005.

HALL, J. M. *et al.* Trade-offs between tree cover, carbon storage and floristic biodiversity in reforesting landscapes. **Landscape Ecology** [s. l.], v. 27, n. 8, p. 1135-1147, 2012.

HAO, F. H. *et al.* Impact of land use change on runoff and sediment yield. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 18, n. 3, p. 5-8, 2004.

HENRY M., *et al.* Estimating tree biomass of sub-Saharan African forests: a review of available allometric equations. **Silva Fennica** [s. l.], v. 45, n. 3, p. 477-569, 2011.

- HENRY, M. *et al.* GlobAllomeTree: international platform for tree allometric equations to support volume, biomass and carbon assessment. **Iforest-biogeosciences and forestry** [s. l.] [s. l.], v. 6, n. 6, p. 326, 2013.
- HICKE, J. A.; ZEPPEL, M. J. B. Climate-driven tree mortality: insights from the piñon pine die-off in the United States. **New Phytologist** [s. l.], v. 200, p. 301-303, 2013.
- HOLANDA, A. C. *et al.* Estrutura da vegetação em remanescentes de caatinga com diferentes históricos de perturbação em Cajazeirinhas (PB). **Revista Caatinga** [s. l.], v. 28, n. 4, p. 142-150, 2015.
- HOLMGREN, M. *et al.* Effects of interannual climate variability on tropical tree cover. **Nature Climate Change** [s. l.], v. 3, n. 8, p. 755–758, 2013.
- HOUGHTON, R. A.; NASSIKAS, A. A. Global and regional fluxes of carbon from land use and land cover change 1850-2015. **Global Biogeochemical Cycles** [s. l.], v. 31, n. 3, p. 456-472, 2017.
- HUANG, J. *et al.* Accelerated dryland expansion under climate change. **Nature Climate Change** [s. l.], v. 6, n. 2, p. 1-7, 2016.
- HUANG, J. *et al.* Drylands face potential threat under 2 °C global warming target. **Nature Climate Change** [s. l.], v. 7, n. 6, p. 417-425, 2017.
- IGARASHI, T. ALOS mission requirement and sensor specifications. **Advances in Space Research** [s. l.], v. 28, n. 1, p. 127-131, 2001.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Biomass e sistema costeiro-marinho do Brasil: compatível com a escala 1:250. 000**. Rio de Janeiro: IBGE, 2019. s.f.
- JARAMILLO, V. J. *et al.* Primary productivity and biogeochemistry of seasonally dry tropical forests. In: **Seasonally dry tropical forests**. Washington: Island Press, 2011. p. 109-128.
- JORDÁN, A.; ZAVALA, L. M.; GIL, J. Effects of mulching on soil physical properties and runoff under semi-arid conditions in southern Spain. **Catena** [s. l.], v. 81, n. 1, p. 77-85, 2010.
- KAASALAINEN, S.; LINDROOS, T.; HYYPPA, J. Toward hyperspectral lidar: Measurement of spectral backscatter intensity with a supercontinuum laser source. **IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters** [s. l.], v. 4, n. 2, p. 211-215, 2007.
- KEENAN, R. J. *et al.* Dynamics of global forest area: Results from the FAO Global Forest Resources Assessment 2015. **Forest Ecology and Management** [s. l.], v. 352, p. 9-20, 2015.
- KIMARO, J.; LULANDALA, L. Human influences on tree diversity and composition of a coastal forest ecosystem: The case of Ngumburuni Forest Reserve, Rufiji, Tanzania. **International Journal of Forestry Research** [s. l.], v. 2013, p. 1-8, 2013.
- KIMITI, D. W.; RIGINOS, C.; BELNAP, J. Low-cost grass restoration using erosion barriers in a degraded African rangeland. **Restoration Ecology** [s. l.], v. 25, n. 3, p. 376-384, 2017.

KLEIN, T. *et al.* Drought stress, growth and nonstructural carbohydrate dynamics of pine trees in a semi-arid forest. **Tree physiology** [s. l.], v. 34, n. 9, p. 981-992, 2014.

KÖHL, M. *et al.* Changes in forest production, biomass and carbon: results from the 2015 UN FAO Global Forest Resources Assessment. **Forest Ecology and Management** [s. l.], v. 352, p. 21-34. 2015.

KUYAH, S. *et al.* Allometric equations for estimating biomass in agricultural landscapes: I. Aboveground biomass. **Agriculture, Ecosystems and Environment** [s. l.], v. 158, p. 216–224, 2012a.

LAMB, D.; ERSKINE, P. D.; FLETCHER, A. Widening gap between expectations and practice in Australian minesite rehabilitation. **Ecological Management & Restoration** [s. l.], v. 16, n. 3, p. 186-195, 2015.

LEBRIJA-TREJOS, E. *et al.* Functional traits and environmental filtering drive community assembly in a species-rich tropical system. **Ecology** [s. l.], v. 91, n. 2, p. 386-398, 2010a.

LEBRIJA-TREJOS, E. *et al.* Pathways, mechanisms and predictability of vegetation change during tropical dry forest succession. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics** [s. l.], v. 12, n. 4, p. 267-275, 2010b.

LEITE, J. A. N. *et al.* Análise quantitativa da vegetação lenhosa da Caatinga em Teixeira, PB. **Pesquisa Florestal Brasileira** [s. l.], v. 35, n. 82, p. 89-100, 2015.

LEWIS, S. L. *et al.* Changing ecology of tropical forests: evidence and drivers. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics** [s. l.], v. 40, p. 529-549, 2009.

LIANG, L.; LI, L.; LIU, Q. Precipitation variability in Northeast China from 1961 to 2008. **Journal of Hydrology** [s. l.], v. 404, n. 1-2, p. 67-76, 2011.

LIMA JÚNIOR, C. *et al.* Estimativa de biomassa lenhosa da caatinga com uso de equações alométricas e índice de vegetação. **Scientia Forestalis** [s. l.], v. 42, n. 102, p. 289-298, 2014.

LIMA, A. L. A.; RODAL, M. J. N. Phenology and wood density of plants growing in the semi-arid region of northeastern Brazil. **Journal of Arid Environments** [s. l.], v. 74, n. 11, p. 1363-1373, 2010.

LIMA, M. C. D. *et al.* Biomass and carbon stock from *Pinus caribaea* var. *hondurensis* under homogenous stands in southwest Bahia, Brazil. **Ciência Rural** [s. l.], v. 46, n. 6, p. 957-962, 2016.

LIMA, R. B. *et al.* Diameter structure in a community of shrub-tree Caatinga, municipality of Floresta, state of Pernambuco, Brazil. **Floresta** [s. l.], v. 48, n. 1, p. 133–142, 2018.

LIMOUSIN, J. *et al.* Modelling rainfall interception in a Mediterranean *Quercus ilex* ecosystem: lesson from a throughfall exclusion experiment. **Journal of Hydrology** [s. l.], v. 357, n. 1-2, p. 57-66, 2008.

LINARES-PALOMINO, R.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; PENNINGTON, R. T. Neotropical seasonally dry forests: diversity, endemism, and biogeography of woody plants. *In*: LINARES-PALOMINO, R.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; PENNINGTON, R. T. **Seasonally dry tropical forests**. Washington: Island Press, 2011. p. 3-21.

LINDNER, M. *et al.* Climate change and European forests: what do we know, what are the uncertainties, and what are the implications for forest management?. **Journal of environmental management** [s. l.], v. 146, p. 69-83, 2014.

LINSTÄDTER, A. *et al.* Assessing the resilience of a real-world social-ecological system: lessons from a multidisciplinary evaluation of a South African pastoral system. **Ecology and Society** [s. l.], v. 21, n. 3, p. 1-15, 2016.

LIPOVETSKY, S. Linear regression with special coefficient features attained via parameterization in exponential, logistic, and multinomial–logit forms. **Mathematical and Computer Modelling** [s. l.], v. 49, n. 7-8, p. 1427-1435, 2009.

LIU, C. A. *et al.* Maize yield and water balance is affected by nitrogen application in a film-mulching ridge–furrow system in a semiarid region of China. **European Journal of Agronomy** [s. l.], v. 52, p. 103-111, 2014.

LIU, S. L. *et al.* Effects of different terrace protection measures in a sloping land consolidation project targeting soil erosion at the slope scale. **Ecological Engineering** [s. l.], v. 53, p. 46-53, 2013.

LOPES, J. F. B. **Dinâmica da biomassa aérea e remanescente em área de plano de manejo na floresta tropical seca, Caatinga**. 2018. 73f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Centro de Ciência Agrárias, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2018.

LOPES, J. F. B. *et al.* Deposição e decomposição de serapilheira em área da Caatinga. **Revista Agro@ambiente** [s. l.], v. 3, n. 2, p. 72-79, 2009.

LOPES, J. F. B. *et al.* Cut cycles and soil carbon potential stocks in a managed forest in the caatinga domain in Brazil. **Revista Caatinga** [s. l.], v. 33, n. 3, p. 735-745, 2020.

MAASS, J. M. *et al.* Ecosystem services of tropical dry forests: insights from long-term ecological and social research on the Pacific Coast of Mexico. **Ecology and society** [s. l.], v. 10, n. 1, p. 1-23, 2005.

MADEIRA, B. G. *et al.* Changes in tree and liana communities along a successional gradient in a tropical dry forest in south-eastern Brazil. **Plant Ecology** [s. l.], v. 201, n. 1, p. 291-491, 2009.

MAGALHÃES, S. F. *et al.* Determining the K coefficient to leaf area index estimations in a tropical dry forest. **International journal of biometeorology** [s. l.], v. 62, n. 7, p. 1187-1197, 2018.

MAIA, G. N. **Caatinga: árvores e arbustos e suas utilidades**. Pinheiros: Leitura & Arte, 2004. 412p.

- MALHI, Y. *et al.* The productivity, metabolism and carbon cycle of two lowland tropical forest plots in south-western Amazonia, Peru. **Plant Ecology & Diversity** [*s. l.*], v. 7, n. 1-2, p. 85-105, 2014.
- MANTOVANI, A. *et al.* Amostragem, caracterização de estádios sucessionais na vegetação catarinense e manejo do palmitreiro (*Euterpe edulis*) em regime de rendimento sustentável. Florianópolis: NPFT, 2005. 122p.
- MARTÍNEZ-ANTÚNEZ, P. *et al.* Use of the Weibull function to model maximum probability of abundance of tree species in northwest Mexico. **Annals of forest science** [*s. l.*], v. 72, n. 2, p. 243-251, 2015.
- MATE, R.; JOHANSSON, T.; SITO, A. Biomass equations for tropical forest tree species in Mozambique. **Forests** [*s. l.*], v. 5, n. 3, p. 535-556, 2014.
- MATTSSON, E. *et al.* Heterogeneity and assessment uncertainties in forest characteristics and biomass carbon stocks: Important considerations for climate mitigation policies. **Land use policy** [*s. l.*], v. 59, p. 84-94, 2016.
- MCCLEARY, K.; MOWAT, G. Using forest structural diversity to inventory habitat diversity of forest-dwelling wildlife in the West Kootenay region of British Columbia. **BC Journal of Ecosystems and Management** [*s. l.*], v. 2, n. 2, p. 1-13, 2002.
- MEDEIROS, A. S.; DREZNER, T. D. Vegetation, climate, and soil relationships across the Sonoran Desert. **Ecoscience** [*s. l.*], v. 19, n. 2, p. 148-160, 2012.
- MELITO, M.; METZGER, J. P.; OLIVEIRA, A. A. Landscape-level effects on aboveground biomass of tropical forests: A conceptual framework. **Global change biology** [*s. l.*], v. 24, n. 2, p. 597-607, 2018.
- MELO, F. P. L. *et al.* Priority setting for scaling-up tropical forest restoration projects: Early lessons from the Atlantic Forest Restoration Pact. **Environmental Science & Policy** [*s. l.*], v. 33, p. 395-404, 2013.
- MENDES, M. M. S. *et al.* Ecophysiology of deciduous plants grown at different densities in the semiarid region of Brazil. **Theoretical and Experimental Plant Physiology** [*s. l.*], v. 25, n. 2, p. 94-105, 2013.
- MENEZES, R. S. C. *et al.* Biogeochemical cycling in terrestrial ecosystems of the Caatinga Biome. **Brazilian Journal of Biology** [*s. l.*], v. 72, n. 3, p. 643-653, 2012.
- MILES, L. *et al.* A global overview of the conservation status of tropical dry forests. **Journal of Biogeography** [*s. l.*], v. 33, n. 3, p. 491-505, 2006.
- MMA. Ministério do meio ambiente. **Manejo Florestal Sustentável**. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/florestas/manejo-florestal-sustentavel>. Acesso: 9 fev. 2022.
- MMA. **Brasil: 5º Relatório Nacional para a Convenção Sobre Diversidade Biológica**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente/Secretaria de Biodiversidade e Florestas, 2016. 240 p.

MMA. **Caatinga**: monitoramento do desmatamento dos biomas brasileiros por satélite - Relatório Técnico 2010/2011. Brasília: MMA/IBAMA, 2011. 32 p.

MOHAMMAD, A. G.; ADAM, M. A. The impact of vegetative cover type on runoff and soil erosion under different land uses. **Catena** [s. l.], v. 81, n. 2, p. 97-103, 2010.

MOKRIA, M. *et al.* Mixed-species allometric equations and estimation of aboveground biomass and carbon stocks in restoring degraded landscape in northern Ethiopia. **Environmental Research Letters** [s. l.], v. 13, n. 2, p. 1-14, 2018.

MUGASHA, W. A. *et al.* Allometric models for prediction of above-and belowground biomass of trees in the miombo woodlands of Tanzania. **Forest Ecology and Management** [s. l.], v. 310, p. 87-101, 2013.

MUÑOZ-ROJAS, M., *et al.* Impact of land use and land cover changes on organic carbon stocks in Mediterranean soils (1956–2007). **Land Degradation & Development** [s. l.], v. 26, n. 2, p. 168-179, 2015.

MURPHY, P. G.; LUGO, A. E. Ecology of tropical dry forest. **Annual review of ecology and systematics** [s. l.], v. 17, n. 1, p. 67-88, 1986.

MYERS, L.; SIROIS, M. J. Spearman Correlation Coefficients, Differences between. *In*: KOTZ, S. *et al.* **Encyclopedia of statistical sciences** [s. l.]. Online: Wiley Online Library, 2004. s.p.

NÁVAR, J. *et al.* Biomass equations for shrub species of Tamaulipan thornscrub of North-eastern Mexico. **Journal of Arid Environments** [s. l.], v. 59, n. 4, p. 657-674, 2004.

OJOYI, M. *et al.* Application of topo-edaphic factors and remotely sensed vegetation indices to enhance biomass estimation in a heterogeneous landscape in the Eastern Arc Mountains of Tanzania. **Geocarto International** [s. l.], v. 31, n. 1, p. 1-21, 2016.

OLIVEIRA, I. A. D. *et al.* Variabilidade espacial de atributos físicos em um Cambissolo Háplico, sob diferentes usos na região sul do Amazonas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo** [s. l.], v. 37, n. 4, p. 1103-1112, 2013.

ORIHUELA-BELMONTE, D. E. *et al.* Carbon stocks and accumulation rates in tropical secondary forests at the scale of community, landscape and forest type. **Agriculture, ecosystems & environment** [s. l.], v. 171, p. 72-84, 2013.

PAIVA, A. O.; REZENDE, A. V.; PEREIRA, R. S. Estoque de carbono em cerrado sensu stricto do distrito federal. **Revista Árvore** [s. l.], v. 35, p. 527-538, 2011.

PAN0, Y. *et al.* A large and persistent carbon sink in the world's forests. **Science** [s. l.], v. 333, n. 6045, p. 988–993, 2011.

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.* (Orgs.). **Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da caatinga**. Brasília: Serviço Florestal

Brasileiro, 2010. p. 199-204.

PATRA, B.; DEY, S. K.; DAS, M. T. Forest management practices for conservation of biodiversity: An Indian perspective. **International Journal of Environmental Biology** [s. l.], v. 5, n. 4, p. 93-98, 2015.

PAUL, K. I. *et al.* Development and testing of allometric equations for estimating above-ground biomass of mixed-species environmental plantings. **Forest Ecology and Management** [s. l.], v. 310, p. 483-494, 2013.

PAUL, K. I. *et al.* Validation of allometric biomass models: How to have confidence in the application of existing models. **Forest Ecology and Management** [s. l.], v. 412, p. 70-79, 2018.

PENG, D. *et al.* Estimating the Aboveground Biomass for Planted Forests Based on Stand Age and Environmental Variables. **Remote Sensing** [s. l.], v. 11, n. 19, p. 1-18, 2019.

PEÑUELAS, J. *et al.* Assessment of the impacts of climate change on Mediterranean terrestrial ecosystems based on data from field experiments and long-term monitored field gradients in Catalonia. **Environmental and Experimental Botany** [s. l.], v. 152, p. 49-59, 2018.

PEREIRA JÚNIOR, L. R. *et al.* Carbon stocks in a tropical dry forest in Brazil. **Revista Ciencia Agronomica** [s. l.], v. 47, n. 1, p. 32-40, 2016.

PEREIRA, R. C. M.; SILVA, E. V. Solos e vegetação do Ceará: características gerais. *In*: SILVA, J. B. *et al.* (Orgs). **Ceará: um novo olhar geográfico**. 2.ed., Fortaleza: Edições Demócrito Rocha, 2007. 480 p.

PHILLIPS, O. L. *et al.* Changes in the carbon balance of tropical forests: evidence from long-term plots. **Science** [s. l.], v. 282, n. 5388, p. 439-442, 1998.

PILLI, R.; ANFODILLO, T.; CARRER, M. Towards a functional and simplified allometry for estimating forest biomass. **Forest Ecology and Management** [s. l.], v. 237, n. 1-3, p. 583-593, 2006.

PIMENTEL, J. V. F. Caatinga e manejo agrossilvipastoril. *In*: ANDRADE, E. M.; PEREIRA, O. J.; DANTAS, F. E. R. (Eds.) **O I dos recursos naturais**. 2. Ed. Fortaleza: Imprensa Universitária, 2016. p. 109-135.

PNUD-FAO-IBAMA-SUDENE. Documentos e relatório final. *In*: Reunião sobre o desenvolvimento do setor florestal do nordeste, 1., 1993, Recife. **Anais...** Recife: PNUD-FAO-IBAMA-SUDENE, 1993.

POORTER, L. *et al.* Biomass resilience of Neotropical secondary forests. **Nature** [s. l.], v. 530, p. 211-214, 2016.

POORTER, L. *et al.* Diversity enhances carbon storage in tropical forests. **Global Ecology and Biogeography** [s. l.], v. 24, n. 11, p. 1314-1328, 2015.

- QUESADA, M. *et al.* Succession and management of tropical dry forests in the Americas: Review and new perspectives. **Forest Ecology and Management** [s. l.], v. 258, n. 6, p. 1014-1024, 2009.
- RATUCHNE, L. C. *et al.* Estado da arte na quantificação de biomassa em raízes de formações florestais. **Floresta e Ambiente** [s. l.], v. 23, n. 3, p. 450-462, 2016.
- RAZALI, N. M. *et al.* Power comparisons of shapiro-wilk, kolmogorov-smirnov, lilliefors and anderson-darling tests. **Journal of statistical modeling and analytics** [s. l.], v. 2, n. 1, p. 21-33, 2011.
- REIF, M. K.; THEEL, H. J. Remote sensing for restoration ecology: Application for restoring degraded, damaged, transformed, or destroyed ecosystems. **Integrated environmental assessment and management** [s. l.], v. 13, n. 4, p. 614-630, 2017.
- REZENDE, A. V. *et al.* Comparação de modelos matemáticos para estimativa do volume, biomassa e estoque de carbono da vegetação lenhosa de um cerrado sensu stricto em Brasília, DF. **Scientia Forestalis** [s. l.], v. 71, p. 65-76, 2006.
- RIBEIRO FILHO, J. C. *et al.* Produtividade de fitomassa herbácea em diferentes manejos no semiárido cearense. **Agro@ambiente On-line** [s. l.], v. 9, p. 386-396, 2016.
- RIBEIRO, S. C. *et al.* Quantificação de biomassa e estimativa de estoque de carbono em uma capoeira da Zona da Mata Mineira. **Revista Árvore** [s. l.], v. 34, n. 3, p. 495-504, 2010.
- RIEGELHAUPT, E. M.; PAREYN, F. G. C.; GARIGLIO, M. A. O manejo florestal como ferramenta para o uso sustentável e conservação da caatinga. *In*: GARIGLIO, M. A. *et al.* (Org.). **Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da caatinga**. Brasília: Serviço Florestal Brasileiro, 2010. p. 349-367.
- ROA-FUENTES, L. L.; CAMPO, J.; PARRA-TABLA, V. Plant biomass allocation across a precipitation gradient: an approach to seasonally dry tropical forest at Yucatán, Mexico. **Ecosystems** [s. l.], v. 15, n. 8, p. 1234-1244, 2012.
- ROBINSON, A. P.; HAMANN, J. D. **Forest analytics with R: an introduction**. Alemanha: Springer Science & Business Media, 2010. 368p.
- ROCHA, H. L. S. *et al.* Caracterização físico mecânica da madeira de jurema-preta (*Mimosa tenuiflora*) visando seu emprego na indústria moveleira. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias** [s. l.], v. 10, n. 2, p. 262-267, 2015.
- RODAL, M. J. N.; SAMPAIO, E. V. S. B.; FIGUEIREDO, M. A. **Manual sobre métodos de estudo florístico e fitossociológico: ecossistema caatinga**. Brasília: Sociedade Botânica do Brasil, 1992. 37p.
- RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. **Pacto pela restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: LERF/ESALQ/Instituto BioAtlântica, 2009. 260p.
- ROJAS-GARCÍA, F. *et al.* Database of 478 allometric equations to estimate biomass for

Mexican trees and forests. **Annals of forest science**, v. 72, n. 6, p. 835-864, 2015.

ROWELL, R. M. **Handbook of wood chemistry and wood composites**. Boca Raton: CRC press, 2012. 704p.

RUBIN, B. D.; MANION, P. D.; FABER-LANGENDOEN, D. Diameter distributions and structural sustainability in forests. **Forest Ecology and Management** [s. l.], v. 222, n. 1-3, p. 427-438, 2006.

RUFINO, I. A. A.; SILVA, S. T. Change Analysis of population dynamics and climate variability in the Brazilian semi-arid region: a methodological approach. **Boletim de ciências geodésicas** [s. l.], v. 23, n. 1, p. 166-181, 2017.

SÁ, J. D. M. *et al.* Carbon depletion by plowing and its restoration by no-till cropping systems in Oxisols of subtropical and tropical agroecoregions in Brazil. **Land Degradation and Development** [s. l.], v. 26, p. 531-543, 2015.

SAHU, S. C.; SURESH, H. S.; RAVINDRANATH, N. H. Forest structure, composition and above ground biomass of tree community in tropical dry forests of Eastern Ghats, India. **Notulae Scientia Biologicae** [s. l.], v. 8, n. 1, p. 125-133, 2016.

SAINT-ANDRÉ, L., *et al.* Age-related equations for above-and below-ground biomass of a Eucalyptus hybrid in Congo. **Forest ecology and management** [s. l.], v. 205, p. 199-214, 2005.

SALA, O. E. *et al.* Legacies of precipitation fluctuations on primary production: theory and data synthesis. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences** [s. l.], v. 367, n. 1606, p. 3135-3144, 2012.

SALGADO, E. V. **Capacidade de suporte da serapilheira da caatinga na recuperação de solos degradados no semiárido**. 2014. 149 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2014.

SALGADO, E. V. *et al.* Rainfall patterns and the contribution of litter in the caatinga dry tropical forest. **Revista Ciência Agronômica** [s. l.], v. 46, p. 299-309. 2015.

SAMPAIO, E. *et al.* Tree biomass estimation in regenerating areas of tropical dry vegetation in northeast Brazil. **Forest Ecology and Management** [s. l.], v. 259, n. 6, p. 1135–1140, 2010.

SAMPAIO, E. V. S. B. Caracterização do bioma caatinga – características e potencialidades. In: GARIGLIO, M. A. *et al.* (Orgs.). **Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da caatinga**. Brasília: Serviço Florestal Brasileiro, 2010, p. 29-42.

SAMPAIO, E. V. S. B. *et al.* Overview of the Brazilian caatinga. **Seasonally dry tropical forests** [s. l.], v. 1, p. 35-63, 1995.

SAMPAIO, E. V. S. B.; COSTA, T. L. Estoques e fluxos de carbono no semi-árido nordestino: estimativas preliminares. **Revista Brasileira de Geografia Física** [s. l.], v. 6, p. 1275-1291, 2011.

- SAMPAIO, E. V. S. B.; SILVA, G. C. Biomass equations for Brazilian semiarid Caatinga plants. **Acta Botanica Brasilica** [s. l.], v. 19, n. 4, p. 935–943, 2005.
- SANAPHRE-VILLANUEVA, L. *et al.* Functional diversity of small and large trees along secondary succession in a tropical dry forest. **Forests** [s. l.], v. 7, n. 8, p. 2-15, 2016.
- SANCHEZ, P. A. Soil fertility and hunger in Africa. **Science** [s. l.], v. 295, n. 5562, p. 2019-2020, 2002.
- SÁNCHEZ-AZOFEIFA, A. *et al.* (Ed.). **Tropical dry forests in the Americas: ecology, conservation, and management**. Boca Raton: CRC Press, 2013. 564p.
- SANTANA, J. A. S. *et al.* Padrão de distribuição e estrutura diamétrica de *Caesalpinia pyramidalis* Tul. (Catingueira) na Caatinga do Seridó. **Revista de Biologia e Ciências da Terra** [s. l.], v. 11, n. 1, p. 116–122, 2011.
- SANTANA, O. A. Minimum age for clear-cutting native species with energetic potential in the Brazilian semi-arid region. **Canadian Journal of Forest Research** [s. l.], v. 47, n. 3, p. 411-417, 2017.
- SANTANA, O. A.; ENCINAS, J. I. Dendrophysiological plant strategies of *Poincianella pyramidalis* (Tul.) LP Queiroz after wood herbivory in semiarid region of Paraíba-Brazil. **Acta Scientiarum** [s. l.], v. 38, n. 2, p. 179-186, 2016.
- SANTOS, H. G. *et al.* **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília: Embrapa, 2018. 355p.
- SANTOS, J. P.; ARAÚJO, E. L.; ALBUQUERQUE, U. P. Richness and distribution of useful woody plants in the semi-arid region of northeastern Brazil. **Journal of arid environments** [s. l.], v. 72, n. 5, p. 652-663, 2008.
- SANTOS, M. G. *et al.* Caatinga, the Brazilian dry tropical forest: Can it tolerate climate changes? **Theoretical and Experimental Plant Physiology** [s. l.], v. 26, n. 1, p. 83–99, 2014.
- SANTOS, R. C. *et al.* Potencial energético da madeira de espécies oriundas de plano de manejo florestal no Estado do Rio Grande do Norte. **Ciência Florestal** [s. l.], v. 23, p. 493-504, 2013.
- SANTOS, W. *et al.* Estudo fitossociológico em fragmento de caatinga em dois estágios de conservação, Patos, Paraíba. **Agropecuária Científica no Semiárido** [s. l.], v. 13, n. 4, p. 305-321, 2017.
- SÄRKINEN, T. *et al.* Forgotten forests-issues and prospects in biome mapping using Seasonally Dry Tropical Forests as a case study. **BMC Ecology** [s. l.], v. 11, n. 1, p. 11-27, 2011.
- SARTORI, A.; LOMBARDI NETO, F.; GENOVEZ, A. M. Classificação Hidrológica de Solos Brasileiros para a Estimativa da Chuva Excedente com o Método do Serviço de Conservação do Solo dos Estados Unidos Parte 1: Classificação. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos** [s. l.], v. 10, n. 4, p. 05-18, 2005.

SCHACHT, W. H. *et al.* Response of caatinga vegetation to decreasing levels of canopy cover. **Pesquisa Agropecuária Brasileira** [s. l.], v. 24, p. 1421-1426, 1989.

SCHILLING, E. M. *et al.* Forest composition modifies litter dynamics and decomposition in regenerating tropical dry forest. **Oecologia** [s. l.], v. 182, n. 1, p. 287-297, 2016.

SCHULZ, K. *et al.* Grazing deteriorates the soil carbon stocks of Caatinga forest ecosystems in Brazil. **Forest Ecology and Management** [s. l.], v. 367, p. 62-70, 2016.

SCHULZ, K. *et al.* Grazing reduces plant species diversity of Caatinga dry forests in northeastern Brazil. **Applied Vegetation Science**, v. 22, n. 2, p. 348-359, 2019.

SEGURA, M.; KANNINEN, M. Allometric models for tree volume and total aboveground biomass in a tropical humid forest in Costa Rica 1. **Biotropica: The Journal of Biology and Conservation**, v. 37, n. 1, p. 2-8, 2005.

SFB. Serviço Florestal Brasileiro. **Florestas do Brasil em resumo: dados de 2007-2012**. 1ª ed. Brasília: SFB, 2013. 188p.

SHAPIRO, S. S.; WILK, M. B. An analysis of variance test for normality (complete samples). **Biometrika** [s. l.], v. 52, n. 3/4, p. 591-611, 1965.

SILER, N.; ROE, G.; DURRAN, D. On the dynamical causes of variability in the rain-shadow effect: A case study of the Washington Cascades. **Journal of Hydrometeorology** [s. l.], v. 14, n. 1, p. 122-139, 2013.

SILVA NÓBREGA, R. *et al.* A relação entre o relevo e o clima como proposição de caracterização da fisiologia da paisagem em Pernambuco, Brasil. **Geo UERJ** [s. l.], n. 34, p. 1-24, 2019.

SILVA, C. R. D. *et al.* Analysis of the phenology dynamics of brazilian Caatinga species with ndvi time series. **Cerne** [s. l.], v. 24, n. 1, p. 48-58, 2018.

SILVA, F. K. G. *et al.* Patterns of species richness and conservation in the Caatinga along elevational gradients in a semiarid ecosystem. **Journal of Arid Environments** [s. l.], v. 110, p. 47-52, 2014.

SILVA, G. C.; SAMPAIO, E. V. S. B. Biomassas de partes aéreas em plantas da caatinga. **Revista Árvore** [s. l.], v. 32, n. 3, p. 567-575, 2008.

SILVA, J. P. F.; SOARES, D. G.; PAREYN, F. G. C. **Manejo Florestal da Caatinga: uma alternativa de desenvolvimento sustentável em projetos de assentamentos rurais do semiárido em Pernambuco**. Recife: Associação Plantas do Nordeste/Estatística florestal da Caatinga, 2008. p. 6-17.

SILVA, V. N. *et al.* Deposição de serapilheira em uma área de caatinga preservada no semiárido da Paraíba, Brasil. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável** [s. l.], v. 10, p. 21-25. 2015.

SILVEIRA, P. *et al.* O estado da arte na estimativa de biomassa e carbono em formações florestais. **Floresta** [s. l.], v. 38, n. 1, p. 185-206, 2008.

SOENEN, S. A. *et al.* Estimating aboveground forest biomass from canopy reflectance model inversion in mountainous terrain. **Remote Sensing of Environment** [s. l.], v. 114, n. 7, p. 1325-1337, 2010.

SOMOGYI, Z. *et al.* Indirect methods of large-scale forest biomass estimation. **European Journal of Forest Research** [s. l.], v. 126, n. 2, p. 197-207, 2007.

SONG, C.; DANNENBERG, M. P.; HWANG, T. Optical remote sensing of terrestrial ecosystem primary productivity. **Progress in Physical Geography** [s. l.], v. 37, n. 6, p. 834-854, 2013.

SOUSA, A. B. *et al.* Tecnologias sociais de convivência com o semiárido na região do Cariri Cearense. **Caderno de Ciência e Tecnologia** [s. l.], v. 34, n. 2, p. 197-220, 2017.

SOUZA, D. G. *et al.* Multiple drivers of aboveground biomass in a human-modified landscape of the Caatinga dry forest. **Forest Ecology and Management** [s. l.], v. 435, n. 2018, p. 57–65, 2019.

SOUZA, P. F. de *et al.* Estudos fitossociológicos e dendrométricos em um fragmento de caatinga, São José de Espinharas-PB. **Ciência Florestal** [s. l.], v. 26, n. 4, p. 1317-1330, 2016.

STEGEN, J.C., *et al.* Variation in above-ground forest biomass across broad climatic gradients. **Global Ecology Biogeography** [s. l.], v. 20, p.744-754, 2011.

STERCK, F.*et al.* Functional traits determine trade-offs and niches in a tropical forest community. **Proceedings of the National Academy of Sciences** [s. l.], v. 108, n. 51, p. 20627-20632, 2011.

SUN, Z. *et al.* Evaluating and comparing remote sensing terrestrial GPP models for their response to climate variability and CO₂ trends. **Science of the Total Environment** [s. l.], v. 668, p. 696-713, 2019.

SWARUPATRIPATHY, S.; SAXENA, R. K.; GUPTA, P. K. Comparison of statistical methods for outlier detection in proficiency testing data on analysis of lead in aqueous solution. **American Journal of Theoretical and Applied Statistics** [s. l.], v. 2, n. 6, p. 233-242, 2013.

TERRA, M.C. N. S. *et al.* Water availability drives gradients of tree diversity, structure and functional traits in the Atlantic–Cerrado–Caatinga transition, Brazil. **Journal of Plant Ecology** [s. l.], v. 11, n. 6, p. 803-814, 2018.

TESFAYE, M. A. *et al.* Aboveground biomass equations for sustainable production of fuelwood in a native dry tropical afro-montane forest of Ethiopia. **Annals of forest science** [s. l.], v. 73, n. 2, p. 411-423, 2016.

THURNER, M. *et al.* Carbon stock and density of northern boreal and temperate forests. **Global Ecology and Biogeography** [s. l.], v. 23, p. 297-310, 2014.

TOBÓN, W. *et al.* Restoration planning to guide Aichi targets in a megadiverse country. **Conservation biology** [s. l.], v. 31, n. 5, p. 1086-1097, 2017.

TONIOLO, E. R. **Plano Integrado de Manejo Florestal Agrossilvipastoral Sustentável: Relatório técnico - Morada Nova, CE.** 2014. s.p.

TONIOLO, E. R. **Plano Integrado de Manejo Florestal Agrossilvipastoral Sustentável: Relatório técnico – Canindé, CE.** 2015a. s.p.

TONIOLO, E. R. **Plano Integrado de Manejo Florestal Agrossilvipastoral Sustentável: Relatório técnico - Ibaretama, CE.** 2015b. s.p.

TONIOLO, E. R. **Plano Integrado de Manejo Florestal Agrossilvipastoral Sustentável: Relatório técnico - Tianguá, CE.** 2015c. s.p.

TONIOLO, E. R.; LEAL JUNIOR, G.; CAMPELLO, R. C. B. **Plano de manejo florestal integrado sustentável - Projeto energia verde: Relatório técnico - Redenção do Gurguéia, PI.** 2005. s.p.

VALBUENA, R. *et al.* Sensitivity of above-ground biomass estimates to height-diameter modelling in mixed-species West African woodlands. **PloS one** [s. l.], v. 11, n. 7, p. 1-24, 2016.

VIANI, R. A.G. *et al.* Protocol for monitoring tropical forest restoration: perspectives from the Atlantic Forest Restoration Pact in Brazil. **Tropical Conservation Science** [s. l.], v. 10, p. 1-8, 2017.

VIEIRA, R. M. S. P. *et al.* Land use and land cover map of a semiarid region of Brazil for meteorological and climatic models. **Revista Brasileira de Meteorologia** [s. l.], v. 28, n. 2, p. 129-138, 2013.

VIRGENS, A. P. *et al.* Biomassa de espécies florestais em área de caatinga arbórea. **Pesquisa Florestal Brasileira** [s. l.], v. 37, n. 92, p. 555-561, 2017.

VITOS, A. B. **Avaliação precoce e definição e definição de métodos de predição da tolerância ao déficit hídrico em mandioca.** 2018. 110f. Dissertação (Mestrado em Recurso Genéticos Vegetais) - Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, Cruz das Almas, 2018.

WANG, C. *et al.* Analysis of differences in phenology extracted from the enhanced vegetation index and the leaf area index. **Sensors** [s. l.], v. 17, n. 9, p. 1-16, 2017.

WICK, B.; TIESSEN, H.; MENEZES, R. S. C. Land quality changes following the conversion of the natural vegetation into silvo-pastoral systems in semi-arid NE Brazil. **Plant and soil** [s. l.], v. 222, n. 1, p. 59-70, 2000.

WIEGAND, M. C.; PIEDRA, J. I. G.; AARÚJO, J. C. Vulnerabilidade à eutrofização de dois lagostropicais de climas úmido (Cuba) e semiárido (Brasil). **Engenharia Sanitaria e Ambiental** [s. l.], v. 21, n. 2, p. 415-424, 2016.

WILLIAMS-LINERA, G. *et al.* Early successional sites and the recovery of vegetation structure and tree species of the tropical dry forest in Veracruz, Mexico. **New Forests** [*s. l.*], v. 42, n. 2, p. 131-148, 2011.

WIRTH, C.; SCHUMACHER, J.; SCHULZE, E. Generic biomass functions for Norway spruce in Central Europe—a meta-analysis approach toward prediction and uncertainty estimation. **Tree physiology** [*s. l.*], v. 24, n. 2, p. 121-139, 2004.

XU, X. *et al.* Impacts of land use changes on net ecosystem production in the Taihu Lake Basin of China from 1985 to 2010. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences** [*s. l.*], v. 122, n. 3, p. 690-707, 2017.

YAN, H. *et al.* Improved global simulations of gross primary product based on a new definition of water stress factor and a separate treatment of C3 and C4 plants. **Ecological Modelling** [*s. l.*], v. 297, p. 42-59, 2015.

ZAQUE, L. A. M.; FERREIRA, M. D.; MELO, R. R. Variação radial e longitudinal da massa específica básica da madeira de *Araucaria angustifolia* com diferentes idades. **Pesquisa Florestal Brasileira** [*s. l.*], v. 38, p. 1-5, 2018.

ZHANG, X.-M. *et al.* Effect of LUCC on runoff regulation in watershed in loess gullied-hilly region of China. **Journal of Hydraulic Engineering** [*s. l.*], v. 40, n. 6, p. 641-650, 2009.

ZHU, X.; LIU, D. Improving Forest aboveground biomass estimation using seasonal Landsat NDVI time-series. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing** [*s. l.*], v. 102, p. 222-231, 2015.

VELOSO, M. E. C. *et al.* Granulometria e velocidade infiltração da água do solo em área degradada em Gilbués – pi. *In: CONGRESSO BRASILEIRO DE PESQUISAS DE PINHÃO-MANSO, 2., 2011, Brasília. Anais [...]* Brasília: Embrapa, 2011. p. 1-2.

ALMEIDA, C. C. S. **Capacidade de infiltração em neossolo flúvico e cambissolo haplico no semiárido pernambucano.** 2017. 57 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2017.

ANEXO A – TESTE DE NORMALIDADE

Teste de normalidade							
Variáveis	PMFS	Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
		Statistic	df	Sig.	Statistic	df	Sig.
Número de Árvores	Banhos (Russas)	0,184	9	0,200*	0,934	9	0,520
	Lennin da Paz II (Ibaretama)	0,221	8	0,200*	0,935	8	0,564
	São José (Tianguá)	0,149	11	0,200*	0,942	11	0,539
	Frios (Canindé)	0,118	20	0,200*	0,961	20	0,565
	Pajeú Inharé (Santana do Acaraú)	0,323	6	0,050	0,822	6	0,093
Altura média (m)	Banhos (Russas)	0,254	9	0,098	0,932	9	0,502
	Lennin da Paz II (Ibaretama)	0,280	8	0,065	0,863	8	0,130
	São José (Tianguá)	0,121	11	0,200*	0,958	11	0,751
	Frios (Canindé)	0,099	20	0,200*	0,957	20	0,478
	Pajeú Inharé (Santana do Acaraú)	0,203	6	0,200*	0,932	6	0,595
ABB (m ²)	Banhos (Russas)	0,295	9	0,023	0,795	9	0,018
	Lennin da Paz II (Ibaretama)	0,136	8	0,200*	0,971	8	0,904
	São José (Tianguá)	0,213	11	0,175	0,902	11	0,193
	Frios (Canindé)	0,123	20	0,200*	0,974	20	0,839
	Pajeú Inharé (Santana do Acaraú)	0,259	6	0,200*	0,876	6	0,251
ABP (m ²)	Banhos (Russas)	0,196	9	0,200*	0,901	9	0,258
	Lennin da Paz II (Ibaretama)	0,317	8	0,018	0,834	8	0,066
	São José (Tianguá)	0,130	11	0,200*	0,966	11	0,847
	Frios (Canindé)	0,146	20	0,200*	0,964	20	0,625
	Pajeú Inharé (Santana do Acaraú)	0,218	6	0,200*	0,881	6	0,274
ABB*H (m ³)	Banhos (Russas)	0,229	9	0,190	0,842	9	0,061
	Lennin da Paz II (Ibaretama)	0,247	8	0,165	0,856	8	0,109
	São José (Tianguá)	0,187	11	0,200*	0,895	11	0,162
	Frios (Canindé)	0,145	20	0,200*	0,972	20	0,803
	Pajeú Inharé (Santana do Acaraú)	0,238	6	0,200*	0,927	6	0,560
ABP*H (m ³)	Banhos (Russas)	0,194	9	0,200*	0,926	9	0,446
	Lennin da Paz II (Ibaretama)	0,289	8	0,047	0,745	8	0,007
	São José (Tianguá)	0,168	11	0,200*	0,953	11	0,683
	Frios (Canindé)	0,108	20	0,200*	0,974	20	0,836
	Pajeú Inharé (Santana do Acaraú)	0,241	6	0,200*	0,927	6	0,554
PV (Mg/parcela)	Banhos (Russas)	0,215	9	0,200*	0,883	9	0,170
	Lennin da Paz II (Ibaretama)	0,159	8	0,200*	0,925	8	0,468
	São José (Tianguá)	0,121	11	0,200*	0,966	11	0,841
	Frios (Canindé)	0,107	20	0,200*	0,974	20	0,831
	Pajeú Inharé (Santana do Acaraú)	0,179	6	0,200*	0,945	6	0,698
PS (Mg/parcela)	Banhos (Russas)	0,215	9	0,200*	0,883	9	0,170
	Lennin da Paz II (Ibaretama)	0,159	8	0,200*	0,925	8	0,468
	São José (Tianguá)	0,136	11	0,200*	0,963	11	0,814

	Frios (Canindé)	0,107	20	0,200*	0,974	20	0,831
	Pajeú Inharé (Santana do Acaraú)	0,146	6	0,200*	0,966	6	0,864
V.real (m ³)	Banhos (Russas)	0,216	9	0,200*	0,883	9	0,169
	Lennin da Paz II (Ibaretama)	0,158	8	0,200*	0,924	8	0,464
	São José (Tianguá)	0,099	11	0,200*	0,968	11	0,861
	Frios (Canindé)	0,106	20	0,200*	0,974	20	0,838
	Pajeú Inharé (Santana do Acaraú)	0,200	6	0,200*	0,936	6	0,630
Sampaio ABB (Mg/parcela)	Banhos (Russas)	0,196	9	0,200*	0,929	9	0,475
	Lennin da Paz II (Ibaretama)	0,215	8	0,200*	0,919	8	0,418
	São José (Tianguá)	0,243	11	0,068	0,878	11	0,098
	Frios (Canindé)	0,123	20	0,200*	0,907	20	0,056
	Pajeú Inharé (Santana do Acaraú)	0,153	6	0,200*	0,966	6	0,868
Sampaio ABP (Mg/parcela)	Banhos (Russas)	0,127	9	0,200*	0,962	9	0,821
	Lennin da Paz II (Ibaretama)	0,246	8	0,170	0,851	8	0,097
	São José (Tianguá)	0,135	11	0,200*	0,958	11	0,751
	Frios (Canindé)	0,104	20	0,200*	0,948	20	0,332
	Pajeú Inharé (Santana do Acaraú)	0,272	6	0,186	0,872	6	0,235
V.emp. (St)	Banhos (Russas)	0,216	9	0,200*	0,883	9	0,169
	Lennin da Paz II (Ibaretama)	0,158	8	0,200*	0,924	8	0,464
	São José (Tianguá)	0,099	11	0,200*	0,968	11	0,861
	Frios (Canindé)	0,106	20	0,200*	0,974	20	0,838
	Pajeú Inharé (Santana do Acaraú)	0,200	6	0,200*	0,936	6	0,630
DNP médio (m)	Banhos (Russas)	0,113	9	0,200*	0,978	9	0,955
	Lennin da Paz II (Ibaretama)	0,151	8	0,200*	0,931	8	0,522
	São José (Tianguá)	0,172	11	0,200*	0,931	11	0,416
	Frios (Canindé)	0,282	20	0,000	0,727	20	0,000
	Pajeú Inharé (Santana do Acaraú)	0,257	6	0,200*	0,873	6	0,240
DNP médio (m)	Banhos (Russas)	0,192	9	0,200*	0,906	9	0,288
	Lennin da Paz II (Ibaretama)	0,183	8	0,200*	0,958	8	0,790
	São José (Tianguá)	0,138	11	0,200*	0,956	11	0,720
	Frios (Canindé)	0,230	20	0,007	0,738	20	0,000
	Pajeú Inharé (Santana do Acaraú)	0,265	6	0,200*	0,836	6	0,121
Umidade Parcela (%)	Banhos (Russas)	0,246	9	0,123	0,930	9	0,484
	Lennin da Paz II (Ibaretama)	0,486	8	0,000	0,469	8	0,000
	São José (Tianguá)	0,137	11	0,200*	0,960	11	0,769
	Frios (Canindé)	0,136	20	0,200*	0,947	20	0,320
	Pajeú Inharé (Santana do Acaraú)	0,171	6	0,200*	0,950	6	0,736
Densidade na Parcela (Ind/m ²)	Banhos (Russas)	0,184	9	0,200*	0,934	9	0,520
	Lennin da Paz II (Ibaretama)	0,221	8	0,200*	0,935	8	0,564
	São José (Tianguá)	0,149	11	0,200*	0,942	11	0,539
	Frios (Canindé)	0,118	20	0,200*	0,961	20	0,565
	Pajeú Inharé (Santana do Acaraú)	0,323	6	0,050	0,822	6	0,093

ANEXO B - ANÁLISE DE VARIÂNCIA (ANOVA)

ANOVA						
Variáveis	Variância	Soma total dos quadrados	Diferença	Quadrado médio	F	Significância
N° de arvores	Entre grupos	23145,24	4,00	5786,31	6,96	0,00
	Dentro de grupo	40747,35	49,00	831,58		
	Total	63892,59	53,00			
H média	Entre grupos	10,84	4,00	2,71	7,86	0,00
	Dentro de grupo	16,89	49,00	0,34		
	Total	27,73	53,00			
ABB (m2)	Entre grupos	0,39	4,00	0,10	3,71	0,01
	Dentro de grupo	1,29	49,00	0,03		
	Total	1,68	53,00			
ABP (m2)	Entre grupos	0,17	4,00	0,04	3,11	0,02
	Dentro de grupo	0,69	49,00	0,01		
	Total	0,86	53,00			
ABB*H (m3)	Entre grupos	19,55	4,00	4,89	5,81	0,00
	Dentro de grupo	41,21	49,00	0,84		
	Total	60,76	53,00			
ABP*H (m3)	Entre grupos	10,14	4,00	2,53	5,65	0,00
	Dentro de grupo	22,00	49,00	0,45		
	Total	32,14	53,00			
PV (Mg/parcela)	Entre grupos	21,29	4,00	5,32	11,46	0,00
	Dentro de grupo	22,76	49,00	0,46		
	Total	44,05	53,00			
PS (Mg/parcela)	Entre grupos	11,44	4,00	2,86	13,16	0,00
	Dentro de grupo	10,65	49,00	0,22		
	Total	22,09	53,00			

V.real (m3)	Entre grupos	19,90	4,00	4,97	11,69	0,00
	Dentro de grupo	20,85	49,00	0,43		
	Total	40,74	53,00			
Sampaio ABB (Mg/parcela)	Entre grupos	2,10	4,00	0,52	2,93	0,03
	Dentro de grupo	8,78	49,00	0,18		
	Total	10,88	53,00			
Sampaio ABP (Mg/parcela)	Entre grupos	3,06	4,00	0,77	3,12	0,02
	Dentro de grupo	12,03	49,00	0,25		
	Total	15,09	53,00			
V.emp. (St)	Entre grupos	219,30	4,00	54,83	11,69	0,00
	Dentro de grupo	229,78	49,00	4,69		
	Total	449,08	53,00			
DNB médio (m)	Entre grupos	0,01	4,00	0,00	2,99	0,03
	Dentro de grupo	0,02	49,00	0,00		
	Total	0,03	53,00			
DNP médio (m)	Entre grupos	0,01	4,00	0,00	4,96	0,00
	Dentro de grupo	0,02	49,00	0,00		
	Total	0,02	53,00			
Umidade Parcela (%)	Entre grupos	714,14	4,00	178,54	44,11	0,00
	Dentro de grupo	198,33	49,00	4,05		
	Total	912,47	53,00			
Densidade na Parcela (Ind/m ²)	Entre grupos	0,14	4,00	0,04	6,96	0,00
	Dentro de grupo	0,25	49,00	0,01		
	Total	0,40	53,00			