



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO  
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
DEPARTAMENTO DE BOTÂNICA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA VEGETAL**

**GEORGE ANDRÉ DE LIMA CABRAL**

**FITOSSOCIOLOGIA EM DIFERENTES ESTÁDIOS SUCESSIONAIS DE  
CAATINGA, SANTA TEREZINHA-PB**

**RECIFE – PE  
2014**

**GEORGE ANDRÉ DE LIMA CABRAL**

**FITOSSOCIOLOGIA EM DIFERENTES ESTÁDIOS SUCESSIONAIS DE  
CAATINGA, SANTA TEREZINHA-PB**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal do Centro de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Pernambuco, como parte do cumprimento das exigências para a obtenção do Título de Mestre.

**Orientadora:**

Dr<sup>a</sup> Jarcilene Silva de Almeida-Cortez

**Co-orientador:**

Dr<sup>o</sup> Everardo Valadares de Sá Barretto  
Sampaio

**RECIFE – PE  
2014**

Catálogo na fonte  
Elaine Barroso  
CRB 1728

**Cabral, George André de Lima**  
**Fitossociologia em diferentes estádios sucessionais de Caatinga Santa**  
**Terezinha- PB/– Recife: O Autor, 2014.**

**138 folhas : il., fig., tab.**

**Orientadora: Jarcilene Silva de Almeida-Cortez**

**Coorientador: Everardo de Sá Barretto Sampaio**

**Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco,**  
**Centro de Ciências Biológicas, Biologia Vegetal, 2014.**

**Inclui bibliografia**

- **Comunidades vegetais I. Almeida-Cortez, Jarcilene Silva de (orientadora) II. Sampaio, Everardo de Sá Barretto (coorientador) III. Título**

**581.782**

**CDD (22.ed.)**

**UFPE/CCB- 2014- 067**

**GEORGE ANDRÉ DE LIMA CABRAL**

**FITOSSOCIOLOGIA EM DIFERENTES ESTÁDIOS SUCESSIONAIS DE  
CAATINGA, SANTA TEREZINHA-PB**

Data da Aprovação: 24 / 02 / 2014

Banca Examinadora:

---

Profª Drª Jarcilene Silva de Almeida-Cortez  
Universidade Federal de Pernambuco  
Orientadora

---

Profª Drª Maria de Jesus Nogueira Rodal  
Universidade Federal Rural de Pernambuco  
Examinadora

---

Profª Drª Elba Maria Nogueira Ferraz  
Universidade Federal Rural de Pernambuco  
Examinadora

---

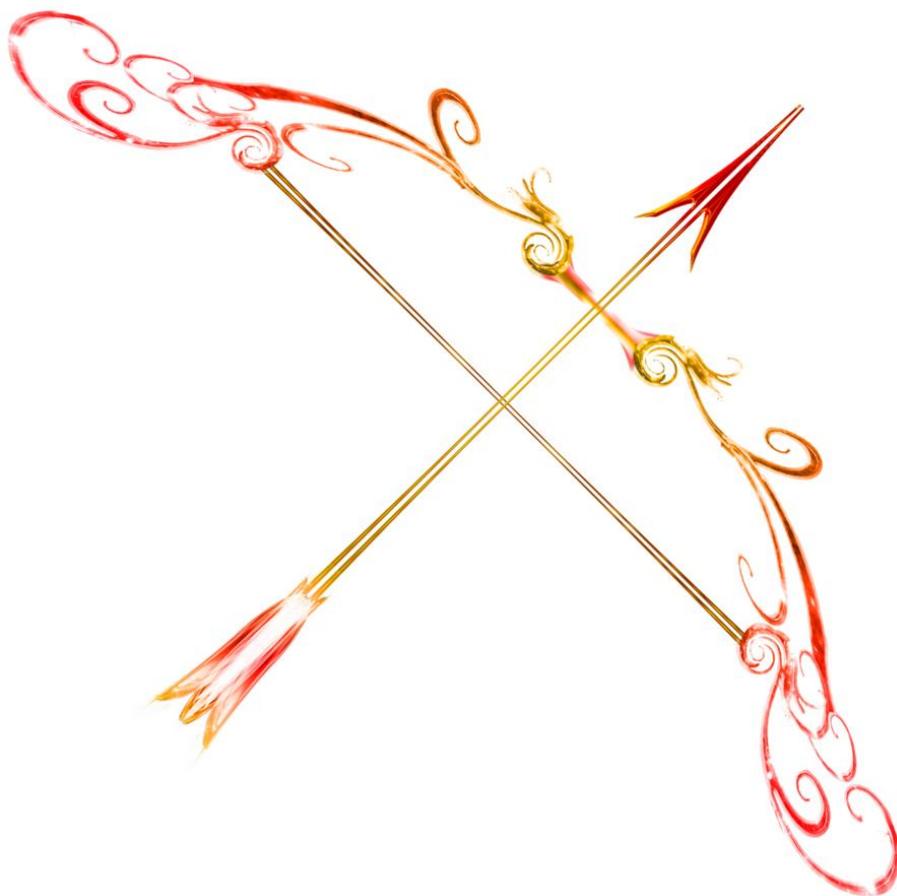
Profª Drª Nívea Dias dos Santos  
Universidade Federal de Pernambuco  
Suplente Interno

---

Profª Drª Ana Carolina Borges Lins e Silva  
Universidade Federal Rural de Pernambuco  
Suplente Externo

“Aos meus pais João Cabral Filho e Gilvaneide Ferreira de Lima Cabral, por acreditar e ajudar nas minhas escolhas, e pelos incentivos incessantes, fruto da confiança e do amor incondicional.”

*Dedico*



*Vós sois os arcos dos quais vossos filhos são arremessados como flechas vivas.*

*Gibran Khalil Gibran*

## AGRADECIMENTOS

Muitas pessoas e instituições participaram direta ou indiretamente para realização deste trabalho, mais uma etapa da minha vida acadêmica e também uma conquista pessoal, as quais não poderia deixar de reconhecer.

Portanto agradeço:

À Deus, inicialmente, pela saúde, pela sabedoria, pela oportunidade, por estar ao meu lado sempre, em todas as etapas da minha vida.

Aos meus pais pelo incentivo, pelo apoio, pela confiança, e que sempre me proporcionaram condições para estudar sem qualquer preocupação.

À Universidade Federal de Pernambuco, ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal e a todos os docentes do PPGBV, que contribuíram para o aprendizado e para a realização de um curso em alto nível.

À Professora Dr<sup>a</sup>. Jarcilene Silva de Almeida Cortez, pela oportunidade da orientação científica, pela sua atenção, paciência e tempo dedicado.

Ao Professor Dr. Everardo Valadares de Sá Barretto Sampaio, pela co-orientação dada através de seus ensinamentos e atenção dedicada.

A todos os funcionários da Fazenda Tamanduá, especialmente ao proprietário Pierre Landolt pelo apoio logístico e permissão de estudo em suas áreas, e ao mateiro José Carlos Brito Morais pela prestatividade e dedicação nos trabalhos de campo.

Ao Departamento de Energia Nuclear da UFPE – DEN pelo empréstimo de equipamentos utilizados em campo, pelos dados fornecidos e demais contribuições.

À Curadora do Herbário Geraldo Mariz - UFP Marlene Carvalho de Alencar Barbosa e a todos os estagiários pelo material fornecido para confecção das exsiccatas.

À secretaria da Pós-graduação, que se mostraram sempre serem muito eficientes e prestativos.

A todos os meus colegas de turma do Mestrado em Biologia Vegetal e do Laboratório de Interação Planta-Animal (LIPA) pela amizade e convivência.

Aos órgãos de fomento:

Coordenação de Aperfeiçoamento de pessoal de Nível Superior – CAPES pela concessão da bolsa de estudos.

CNPq através do edital Sistema Nacional de Pesquisa em Biodiversidade – Sisbiota Brasil pelo auxílio de recursos e apoio financeiro, viabilizando a execução deste trabalho.



3.2.1.4.2.	Frequências Absoluta (FA) e Relativa (FR).....	36
3.2.1.4.3.	Dominâncias Absoluta (DoA) e Relativa (DoR).....	36
3.2.1.4.4.	Área Basal (AB).....	37
3.2.1.4.5.	Índice de Valor de Cobertura (IVC).....	37
3.2.1.4.6.	Índice de Valor de Importância (IVI).....	38
3.2.1.5.	Análise de Agregação das Espécies.....	39
3.2.1.5.1.	Índice de Payandeh ( $P_i$ ).....	39
3.2.1.6.	Estrutura Diamétrica, Hipsométrica, Área da Projeção da Copa (AC) e Biomassa (B).....	40
3.2.1.7.	Amostragem e Coleta de Dados para a Dinâmica Populacional de Mortalidade, Recrutamento e Crescimento.....	41
<b>4.0.</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>45</b>
4.1.	Suficiência Amostral.....	45
4.2.	Composição Florística.....	47
4.3.	Diversidade Florística.....	57
4.4.	Parâmetros Fitossociológicos.....	61
4.4.1.	Estrutura Horizontal.....	61
4.4.2.	Distribuição Diamétrica.....	68
4.4.3.	Estrutura Vertical.....	76
4.4.4.	Área de Projeção da Copa.....	82
4.4.5.	Biomassa da Parte Aérea.....	83
4.4.6.	Padrão de Agregação.....	86
4.4.7.	Similaridade Florística.....	92
4.4.8.	Dinâmica Populacional dos Estádios Sucessionais.....	94
4.4.8.1.	Estádio Inicial de Sucessão.....	94
4.4.8.2.	Estádio Intermediário de Sucessão.....	97
4.4.8.3.	Estádio Tardio de Sucessão.....	101
4.4.8.4.	Diferenças na Dinâmica entre os Estádios Sucessionais.....	105

<b>5.0.</b>	<b>CONCLUSÕES</b> .....	110
<b>6.0.</b>	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	111

## LISTA DE FIGURAS

<b>FIGURA 1.</b> Imagem de satélite da área de estudo em relação ao município de Santa Terezinha, Estado da Paraíba .....	25
<b>FIGURA 2.</b> Aspecto da vegetação da área de estudo, estágio de sucessão inicial, intermediário e tardio .....	27
<b>FIGURA 3.</b> Esquema representativo do método de parcelas .....	28
<b>FIGURA 4.</b> Plaqueta de identificação numérica em um indivíduo amostrado (A). Medição da CAP (B) .....	28
<b>FIGURA 5.</b> Esquema representativo do método de parcelas .....	41
<b>FIGURA 6.</b> Indivíduo morto numerado e identificado .....	43
<b>FIGURA 7.</b> Representação gráfica da suficiência amostral pelas curvas do coletor por estágio sucessional inicial, intermediário e tardio .....	46
<b>FIGURA 8.</b> Relação das famílias botânicas com os respectivos números de indivíduos, em estágio inicial (E) de sucessão secundária, intermediário (I) e tardio (L) .....	52
<b>FIGURA 9.</b> Relação das espécies com respectivos números de indivíduos, em estágio inicial de sucessão secundária .....	52
<b>FIGURA 10.</b> Relação das espécies com respectivos números de indivíduos, em estágio intermediário de sucessão secundária .....	54
<b>FIGURA 11.</b> Relação das espécies com respectivos números de indivíduos, em estágio tardio de sucessão secundária .....	56
<b>FIGURA 12.</b> Densidade Relativa (DR), Frequência Relativa (FR) e Dominância Relativa (DoR) das dez espécies com maiores Valores de Importância Relativo (VI), nas áreas em estágio tardio de sucessão secundária .....	65
<b>FIGURA 13.</b> Relação das seis espécies com maiores valores para área basal (m <sup>2</sup> ) nas comunidades em estágio de sucessão inicial (E), intermediário (I) e tardio (L) .....	67
<b>FIGURA 14.</b> Distribuição do número de indivíduos por classes de diâmetro, em estágio inicial de sucessão secundária .....	69

<b>FIGURA 15.</b> Distribuição do número de indivíduos por classes de diâmetro da espécie de maior (VI), <i>Mimosa tenuiflora</i> . Estádio inicial de sucessão secundária .....	69
<b>FIGURA 16.</b> Distribuição do número de indivíduos por classes de diâmetro, em estágio intermediário de sucessão secundária .....	71
<b>FIGURA 17.</b> Distribuição do número de indivíduos por classes de diâmetro das espécies de maior (VI). Estádio intermediário de sucessão .....	72
<b>FIGURA 18.</b> Distribuição do número de indivíduos por classes de diâmetro, em estágio tardio de sucessão secundária .....	74
<b>FIGURA 19.</b> Distribuição do número de indivíduos por classes de diâmetro das sete espécies de maior (VI). Estádio tardio de sucessão .....	75
<b>FIGURA 20.</b> Distribuição da porcentagem de indivíduos por classes de altura, em estágio inicial de sucessão secundária .....	77
<b>FIGURA 21.</b> Diagrama de estratificação vertical das espécies amostradas em estágio de sucessão inicial .....	77
<b>FIGURA 22.</b> Distribuição da porcentagem de indivíduos por classes de altura, em estágio intermediário de sucessão secundária .....	79
<b>FIGURA 23.</b> Diagrama de estratificação vertical das espécies amostradas em estágio de sucessão intermediário .....	79
<b>FIGURA 24.</b> Distribuição da porcentagem de indivíduos por classes de altura, em estágio tardio de sucessão .....	81
<b>FIGURA 25.</b> Diagrama de estratificação vertical das espécies amostradas em estágio de sucessão tardio .....	82
<b>FIGURA 26.</b> Proporção percentual dos diferentes padrões de distribuição espacial nos estádios de sucessão inicial, intermediário e tardio .....	91
<b>FIGURA 27.</b> Dendrograma de dissimilaridade baseado na Distância/Similaridade de espécies .....	93
<b>FIGURA 28.</b> Matriz do Coeficiente de Distância de Bray-Curtis .....	94
<b>FIGURA 29.</b> Dinâmica de mortalidade e recrutamento no estágio inicial de sucessão nos períodos analisados (2007 – 2010) e (2010 – 2013) .....	96

<b>FIGURA 30.</b> Dinâmica de mortalidade e recrutamento no estágio intermediário de sucessão nos períodos analisados (2007 – 2010) e (2010 – 2013).....	100
<b>FIGURA 31.</b> Dinâmica de mortalidade e recrutamento no estágio tardio de sucessão nos períodos analisados (2007 – 2010) e (2010 – 2013).....	104
<b>FIGURA 32.</b> Taxas médias de recrutamento (%.ano <sup>-1</sup> ) dos estádios inicial, intermediário e tardio de sucessão, com os respectivos desvios-padrão logaritimizados.....	106
<b>FIGURA 33.</b> Taxas médias de mortalidade (%.ano <sup>-1</sup> ) dos estádios inicial, intermediário e tardio de sucessão, com os respectivos desvios-padrão logaritimizados.....	107
<b>FIGURA 34.</b> Taxas médias de incremento populacional (%.ano <sup>-1</sup> ) dos estádios inicial, intermediário e tardio de sucessão, com os respectivos desvios-padrão logaritimizados.....	108
<b>FIGURA 35.</b> Taxas médias de incremento periódico anual de área basal (cm <sup>2</sup> .ano <sup>-1</sup> ) dos estádios inicial, intermediário e tardio de sucessão, com os respectivos desvios-padrão logaritimizados.....	109

## LISTA DE TABELAS

<b>TABELA 1.</b> Relação das famílias e espécies encontradas na região amostrada com os respectivos nomes científicos, nomes populares, hábito e estágio de sucessão ecológica da área onde foram localizadas.....	48
<b>TABELA 2.</b> Valores dos Índices de Riqueza de espécies (RE), Riqueza de gêneros (RG), Riqueza de famílias (RF), Coeficiente de Mistura de Jentsch (QM), Diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ ), Equabilidade de Pielou ( $J'$ ) e de Dominância de Simpson (C) para área total e estádios sucessionais.....	58
<b>TABELA 3.</b> Parâmetros fitossociológicos calculados para os indivíduos com $CAP \geq 3$ cm, em estágio de sucessão inicial.....	62
<b>TABELA 4.</b> Parâmetros fitossociológicos calculados para os indivíduos com $CAP \geq 3$ cm, em estágio de sucessão intermediário .....	63
<b>TABELA 5.</b> Parâmetros fitossociológicos calculados para os indivíduos com $CAP \geq 3$ cm, em estágio de sucessão tardio.....	66
<b>TABELA 6.</b> Biomassa da parte aérea ( $Mg \cdot ha^{-1}$ ) das espécies de caatinga em estágio inicial, intermediário e tardio de sucessão.....	84
<b>TABELA 7.</b> Padrão de distribuição espacial das espécies pelo Índice de Agregação de Payandeh ( $Pi$ ), nas áreas em estágio inicial de sucessão .....	87
<b>TABELA 8.</b> Padrão de distribuição espacial das espécies pelo Índice de Agregação de Payandeh ( $Pi$ ), nas áreas em estágio intermediário de sucessão.....	89
<b>TABELA 9.</b> Padrão de distribuição espacial das espécies pelo Índice de Agregação de Payandeh ( $Pi$ ), nas áreas em estágio tardio de sucessão .....	90
<b>TABELA 10.</b> Índices de Similaridade entre os estádios sucessionais em ambientes de Caatinga.....	92
<b>TABELA 11.</b> Taxas de Mortalidade, Recrutamento, e Crescimento das espécies no estágio sucessional inicial. Levantamentos realizados nos anos de 2007 e 2010.....	95

<b>TABELA 12.</b> Taxas de Mortalidade, Recrutamento, e Crescimento das espécies no estágio sucessional inicial. Levantamentos realizados nos anos de 2010 e 2013.....	97
<b>TABELA 13.</b> Taxas de Mortalidade, Recrutamento, e Crescimento das espécies no estágio sucessional intermediário. Levantamentos realizados nos anos de 2007 e 2010.....	98
<b>TABELA 14.</b> Taxas de Mortalidade, Recrutamento, e Crescimento das espécies no estágio sucessional intermediário. Levantamentos realizados nos anos de 2010 e 2013.....	101
<b>TABELA 15.</b> Taxas de Mortalidade, Recrutamento, e Crescimento das espécies no estágio sucessional tardio. Levantamentos realizados nos anos de 2007 e 2010.....	102
<b>TABELA 16.</b> Taxas de Mortalidade, Recrutamento, e Crescimento das espécies no estágio sucessional tardio. Levantamentos realizados nos anos de 2010 e 2013.....	104

## RESUMO

A caatinga constitui-se em conglomerado de províncias florestais que apresentam diversas tipologias, manifestando-se como produtos da evolução, traduzidas em adaptações e mecanismos de resistência e tolerância às adversidades climáticas. Encontra-se hoje em acentuado processo de degradação, ocasionado, principalmente, pelo desmatamento e uso inadequado dos recursos naturais. Este trabalho teve como objetivo avaliar a estrutura espacial e demográfica de populações em comunidades vegetais que se encontram em diferentes estádios de sucessão, em uma área de caatinga no Sertão paraibano. O estudo foi realizado na Fazenda Tamanduá, localizada no município de Santa Terezinha. Foram estabelecidas 15 parcelas de 1000m<sup>2</sup> (50m x 20m), em matrizes vegetacionais inseridas em diferentes estádios de sucessão, onde foram levantados parâmetros fitossociológicos e demográficos. A vegetação amostrada foi de 1.588 indivíduos, pertencentes a 22 espécies, 22 gêneros e 13 famílias. A família Fabaceae predominou nos três estádios sucessionais na quantidade de indivíduos. No estágio inicial de sucessão a espécie *Mimosa tenuiflora* representou mais de 67% do Valor de Importância Relativo (VI), contribuindo com mais de 92% da área basal e com valores expressivos de densidade e dominância relativas, (90,08%) e (92,07%) respectivamente. Nas comunidades amostradas em estágio intermediário apenas três espécies, típicas pioneiras de caatinga, foram responsáveis por mais de 69% do Valor de Importância Relativo (VI), enquanto que nas comunidades em estágio tardio, sete espécies detiveram mais de 67% do Valor de Importância Relativo (VI). No que se refere à dinâmica demográfica, o número maior de ingressos ocorreu no segundo intervalo,  $t_1$  (2010 – 2013), no estágio intermediário, por espécies pioneiras de caatinga (*Mimosa tenuiflora* e *Croton blanchetianus*). Os ingressos no estágio tardio também foram mais expressivos no segundo intervalo analisado, com espécies típicas de sucessão mais avançada de caatinga, como *Anadenanthera colubrina*, *Amburana cearensis* e *Erythroxylum pungens*. Os resultados obtidos neste estudo proporcionaram uma contribuição importante ao entendimento de como se comporta e distribui a vegetação de caatinga ao longo de diferentes etapas de sucessão ecológica.

**Palavras-chave:** Estrutura de Comunidades, Floresta Tropical Estacional Seca, Semiárido, Sucessão Ecológica.

## ABSTRACT

The Caatinga is constituted for conglomerate of provinces that have different forest types, manifesting as products of evolution, translated into adaptations and mechanisms of resistance and tolerance to climatic adversities. Find it today accented process of degradation, caused mainly by deforestation and improper use of natural resources. This study aimed to evaluate the spatial and demographic structure of populations in plant communities that are in different stages of succession, in an area of Caatinga in the backlands of Paraíba. The study was conducted at Tamanduá Farm, located in the municipality of Santa Terezinha. Were established 15 plots of 1000m<sup>2</sup> (50m x 20m) in vegetational arrays inserted at different stages of succession, where they were collected phytosociological parameters and demographic. The vegetation was sampled 1588 individuals belonging to 22 species, 22 genera and 13 families. The family Fabaceae predominated in the three successional stages in the amount of individuals. In the initial stage of succession species *Mimosa tenuiflora* represented more than 67% of the value of Relative Importance (VI), contributing more than 92% of the basal area and expressive values of density and relative dominance (90.08%) and (92.07%) respectively. Communities sampled in the intermediate stage only three species, typical pioneer Caatinga, were responsible for over 69% of the value of Relative Importance (VI), whereas in the communities in late stage, seven species have arrested more than 67% of the Importance Value relative (VI). With regard to demographic trends, the number of recruits higher during the second interval t1 (2010 - 2013) in intermediate stage, for Caatinga pioneer species (*Mimosa tenuiflora* and *Croton blanchetianus*). Recruits in the late stage were also more significant in the second interval analyzed, with typical species succession more advanced Caatinga, as *Anadenanthera colubrina*, *Amburana cearensis* and *Erythroxylum pungens*. The results obtained in this study provided an important contribution to the understanding of how to behave and distributes the Caatinga vegetation along different stages of ecological succession.

**Keywords:** Structure of Communities, Season Tropical Dry Forest, Semiarid, Ecological Succession.

## 1.0. INTRODUÇÃO

As florestas tropicais estacionais secas correspondem aproximadamente a 42% das florestas tropicais e subtropicais existentes, caracterizam-se pela alta complexidade e diversidade biológica, resultante da heterogeneidade de microambientes (mosaicos de vegetação) em função das mudanças ambientais em diferentes escalas temporais e espaciais (MURPHY & LUGO, 1986; WHITMORE, 1990). São sistemas dinâmicos, onde mudanças espaciais e temporais ocorrem constantemente, em nível individual, populacional e de comunidade (CARVALHO *et al.*, 2010).

As florestas secas são ecossistemas sazonais, que enfrentam períodos secos e úmidos, as temperaturas do ar são geralmente elevadas e as umidades relativas baixas (MURPHY & LUGO, 1986). Em resposta, as plantas destas florestas têm múltiplas adaptações às condições secas, incluindo prevenção e resistência à seca através da variedade de características morfológicas e comportamentais (LUGO *et al.*, 1978; MEDINA & CUEVAS, 1990). Por outro lado, de acordo com Miles *et al.* (2006) são ecossistemas considerados como os mais explorados e degradados do mundo.

As comunidades florestais são dinâmicas e as mudanças ocorrem continuamente em níveis de população, de espécies e de indivíduos ao longo do tempo, mesmo que a comunidade como um todo seja estável, devido ao equilíbrio entre crescimento, recrutamento e mortalidade (FELFILI, 1995). Estudos de populações são importantes na compreensão das características das espécies, uma vez que funcionam como modelos preditivos do tamanho e vulnerabilidade das mesmas, podendo focar várias características de uma população como estrutura de tamanho, de idade, espacial ou genética, e fornecendo subsídios para fins conservacionistas e de manejo (GASTON & BLACKBURN, 1995; AQUINO *et al.*, 2007).

A estrutura de uma população resulta da ação de forças bióticas e abióticas, cujos membros e ancestrais foram expostos no passado (HUTCHINGS, 1997), sendo avaliada pelo levantamento pontual, que revela as condições da população no ambiente em determinado momento (SILVERTOWN & LOVETT-DOUST, 1993; CRAWLEY, 1997). Além disso, a população pode ser acompanhada ao longo do tempo em estudos demográficos, que apontam dados da população como mortalidade, recrutamento e crescimento, estudo este denominado de dinâmica populacional (SILVERTOWN & LOVETT-DOUST, 1993). Auld (1987) ressalta que estudos demográficos são importantes na associação de vários componentes do ciclo de vida do organismo, bem

como sua distribuição e abundância.

O conhecimento da estrutura e dinâmica de populações vegetais tem recebido grande interesse para a aplicação em modelos de recuperação de áreas degradadas ou para enriquecimento de florestas com espécies nativas (SCHIAVINI *et al.*, 2001). Hubbell e Foster (1992) ressaltam que o conhecimento da dinâmica da vegetação é importante para detectar padrões de mudanças florísticas e estruturais e inferir sobre as tendências futuras no funcionamento da floresta.

Uma importante ferramenta no conhecimento de ecossistemas é a fitossociologia, pois através desta, pode-se conhecer e realizar a avaliação momentânea da frequência, densidade, dominância e diversidade de espécies que se encontram em uma floresta (SILVA, 2006).

Marangon *et al.* (2007) salientam que levantamentos florísticos e fitossociológicos são extremamente importantes para o conhecimento e entendimento das florestas tropicais, pois a identificação das espécies e do comportamento das mesmas em comunidades vegetais dão início a todo processo para a compreensão destes ecossistemas. Tais estudos também contribuem significativamente para o conhecimento das formações florestais, já que evidenciam a riqueza e a heterogeneidade dos ambientes amostrados (XAVIER, 2009).

Pereira *et al.* (2002) ressaltam que a fitossociologia representa o estudo ecológico quantitativo de comunidades vegetais, a partir das inter-relações das espécies no espaço e no tempo tendo como finalidade da abordagem quantitativa da composição florística, estrutura, funcionamento, dinâmica, distribuição e relações ambientais da comunidade vegetal. De acordo com Jones *et al.* (1994) esses parâmetros quantitativos são importantes na comparação do “status” sucessional, longevidade, padrão de regeneração natural entre as espécies, determinação dos componentes essenciais do ciclo de vida do organismo, classificação adequada das espécies em grupos ecológicos, estabelecimento do habitat mais propício para cada espécie e avaliação da vulnerabilidade das populações às variações do ambiente.

Estudos fitossociológicos relacionados à caracterização das respectivas etapas sucessionais em que as espécies estão presentes, seja na regeneração natural ou em atividades planejadas para uma área degradada, apontam possibilidades de associações interespecíficas e de estudos em nível específico, como por exemplo, sobre propagação vegetativa, ciclo de vida e dispersão (KAGEYAMA & GANDARA, 2001).

No que se refere à dinâmica dos estádios sucessionais da vegetação, Alves *et al.*

(2009) afirmam que o estudo constitui um ponto de relevância para o entendimento da composição e manejo de qualquer formação vegetal. Kageyama *et al.* (1986) ressaltam que a compartimentalização do processo de sucessão secundária em fases ou estádios sucessionais distintos é um artifício utilizado na busca do entendimento sobre a dinâmica funcional das florestas.

Essencialmente heterogênea no que se refere à fitofisionomia e à estrutura, o domínio das caatingas apresenta vegetação xerofítica e distribuída de forma irregular, com áreas com solo quase descoberto e rios intermitentes sazónários, profundamente vinculados aos atributos de um clima rústico, dotado de longa estação seca e falta de regularidade pluviométrica, envolvendo precipitações anuais que variam de 260 a 800 mm (AB'SÁBER, 1999; SOUTO, 2006). De acordo com Souto (2006) a caatinga apresenta grande biodiversidade, com espécies de portes e arranjos fitossociológicos variados que a torna bastante complexa, onde pouco se conhece sobre a sua dinâmica. Encontra-se hoje em acentuado processo de degradação, ocasionado, principalmente, pelo desmatamento e uso inadequado dos recursos naturais (DRUMMOND *et al.*, 2000). Cerca de 80% das caatingas são sucessionais e aproximadamente 40% são mantidas em estado pioneiro de sucessão secundária, consequência da utilização extrativista, entre as quais se destacam: agricultura itinerante, exploração de lenha e desmatamento para a implantação de pecuária extensiva (DRUMMOND *et al.*, 2005; ANDRADE *et al.*, 2009; MARANGON, 2011).

Apesar da importância do conhecimento das taxas de dinâmica das comunidades em áreas com forte ação antrópica, como a vegetação de caatinga do nordeste brasileiro, há poucos estudos de dinâmica no nível comunidades vegetais (SAMPAIO *et al.*, 1993; CAVALCANTI & RODAL, 2010). De acordo com Paz (2010) conhecer a dinâmica do ecossistema caatinga, sua composição florística e a estrutura da vegetação exigem estudos que devem considerar todos os processos e fatores envolvidos e responsáveis pela distribuição das espécies numa determinada área.

Com a caracterização fitossociológica em área de caatinga com diferentes estádios de sucessão ecológica, procura-se compreender melhor o comportamento da caatinga diante de ações antrópicas, obtendo subsídios que auxiliem no entendimento sobre a caracterização sucessional dos ambientes de caatinga, para a adoção de práticas conservacionistas, visando à manutenção e melhor conhecimento sobre a diversidade biológica, bem como o manejo adequado.

Neste contexto, o objetivo deste trabalho foi avaliar a estrutura espacial e

demográfica de populações em comunidades vegetais que se encontram em diferentes estádios de sucessionais, em área de caatinga no sertão paraibano.

## 2.0. REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1. O Ecossistema Caatinga

A região Nordeste brasileira ocupa aproximadamente 1.600.000 km<sup>2</sup>, o equivalente a cerca de 18% da superfície do Brasil (IBGE, 2004). A classificação climática do Nordeste brasileiro é bastante heterogênea, apresentando climas superúmidos, úmidos, semiúmidos e semiáridos, no entanto, o clima Semiárido é o que melhor caracteriza o Nordeste (NIMER, 1989).

O espaço geográfico do Semiárido brasileiro estende-se por oito Estados da região Nordeste (Alagoas, Bahia, Ceará, Paraíba, Pernambuco, Piauí, Rio Grande do Norte e Sergipe) mais o Norte de Minas Gerais, totalizando extensão territorial de 980.133,079 km<sup>2</sup>, o que corresponde a cerca de 12% da área total do Brasil (IBGE, 2004). O Semiárido do Nordeste brasileiro é considerado uma das regiões com limitação hídrica mais populosa do mundo, o que resulta em sérias limitações às atividades humanas em termos sociais, econômicos e ambientais (MMA, 2007). Com população superior a 51 milhões de brasileiros, caracteriza-se pela existência de muito mais pessoas do que as atuais relações de produção podem suportar (IBGE, 2004).

A região Semiárida apresenta clima predominantemente quente e seco, geralmente apresenta como característica marcante apenas duas estações: a chuvosa que dura entre três e cinco meses e a seca que dura de sete a nove meses (MENDES, 1992). Está submetida a parâmetros meteorológicos críticos como as mais altas taxas de radiação solar e temperatura média anual (em torno de 28°C), baixa nebulosidade e pluviosidade (260-800 mm), com grande variabilidade interanual, longos períodos de seca e intermitência de seus rios, solos rasos e ecossistemas xerófilos (QUEIROZ *et al.*, 2006; ARAÚJO, 2007).

A umidade relativa do ar mantém-se em torno de 60 % na época chuvosa e cai para 40 % na época de estiagem. A evapotranspiração potencial média situa-se ao redor de 2000 mm anualmente, dependendo da localidade, sendo o balanço hídrico deficitário, principalmente em virtude da elevada evaporação (MENDES, 1992; CAMPELLO *et al.*, 1999; ARAÚJO, 2007; SÁ & SILVA, 2010).

Estendendo-se pelo domínio de climas semiáridos, em área de quase 100 milhões de hectares, a caatinga é o maior e mais importante ecossistema da Região

Nordeste do Brasil (ANDRADE *et al.*, 2005). O termo caatinga é originário do Tupi-Guarani e significa Mata Branca (PRADO, 2003; QUEIROZ *et al.*, 2006). É chamado por esse nome porque a estação de chuva é bem distinta e a ocorrência de secas sazonais e periódicas estabelece regimes intermitentes e deixa a vegetação sem folhas, aparecendo somente às cascas brancas e brilhosas das árvores e arbustos que permanecem na paisagem seca (ALMEIDA-NETO, 2008). Na caatinga é observado considerável número de espécies endêmicas animais e vegetais, sendo recentemente descritas várias outras espécies, o que indica baixo conhecimento zoológico e botânico do ecossistema (CASTELLETI *et al.*, 2003).

A diversidade dos tipos de caatinga pode ser determinada pelo jogo mais sensível dos fatores físicos, acrescidos dos fatores biológicos (ARAÚJO, 2007). Constituem-se em expressão sintética dos elementos físicos e climáticos, cuja vegetação apresenta elementos florísticos que expressam na morfologia, anatomia e mecanismos fisiológicos convenientes para resistir ao ambiente xérico (VELLOSO *et al.*, 2002; SOUTO, 2006). Considerando a ocorrência do tipo geral de vegetação, a caatinga apresenta variada cobertura vegetal, em grande parte determinada pelo clima, relevo e embasamento geológico, que em suas múltiplas inter-relações, resultam em sistemas ecológicos bastante variados (GOMES, 1989; ANDRADE-LIMA, 1981; SAMPAIO, 1995).

A heterogeneidade da vegetação de caatinga pode ser compreendida em relação ao tempo e ao espaço (CARVALHO *et al.*, 2010). No tempo, o principal fator que induz a heterogeneidade é a distribuição irregular do regime chuvoso, que proporciona respostas diferentes no ritmo biológico de muitas espécies, em termos de crescimento e reprodução (SAMPALIO, 1995; ARAÚJO & FERRAZ, 2003). No espaço, a heterogeneidade é resultado das variações topográficas e do tipo de substrato que influenciam a fertilidade do solo e a capacidade de retenção de água (SAMPALIO & GAMARRA-ROJAS, 2003).

De acordo com Rodal *et al.* (2008) a heterogeneidade da flora e da fisionomia da cobertura vegetal da caatinga decorre de dois gradientes de umidade, um no sentido Norte-Sul, que se manifesta na diminuição das precipitações e outro Oeste-Leste, que se expressa no aumento do efeito da continentalidade. Em escala local, os autores ressaltam que variações topográficas no seu interior contribuem para a ocorrência de gradientes menores. Além disso, diferenças litológicas, tanto em escala regional como

em local, contribuem para o diversificado conjunto vegetacional da província das caatingas.

Os solos atuais da caatinga foram constituídos por processos intempéricos sobre rochas pré-cambrianas que variam de solos rasos argilosos e rochosos a solos profundos e arenosos (SAMPAIO *et al.*, 2002). Devido à complexidade na distribuição espacial dos solos ocorre a formação de mosaico retalhado e com tipos muito diferentes (VELLOSO *et al.*, 2002).

A vegetação típica da caatinga é caracterizada pela formação de floresta seca composta de vegetação xerófila rala e espinhosa, de porte arbóreo, arbustivo e herbáceo, com ampla variação de fisionomia e flora e elevada diversidade de espécies (DRUMMOND *et al.*, 2002). Predominam a completa caducifolia da maior parte de suas espécies, as quais são submetidas à deficiência hídrica durante a maior parte do ano (ANDRADE-LIMA, 1989). As folhagens das plantas voltam a brotar e ficar verde nos curtos períodos de chuvas (KISHIMOTO, 2006).

Algumas famílias, como Fabaceae, Euphorbiaceae, Bignoniaceae e Cactaceae são muito importantes por representarem a maior parte da diversidade florística (AB'SÁBER, 1999; DRUMMOND *et al.*, 2002). A suculência é principalmente observada em Cactaceae e Bromeliaceae, enquanto que as lianas são muito escassas (ARAÚJO & MARTINS, 1999). A camada herbácea efêmera é dominada por terófitas das famílias Malvaceae, Portulacaceae e Poaceae (Silva, 2011).

Andrade-Lima (1981), buscando classificação através de informações de solo, índice xerotérmico, fisionomia e associação dos gêneros e espécies, agrupou doze tipos de associações que encontrou em seis grandes unidades vegetacionais na caatinga: a primeira inclui a porção sul da região semi-árida, com 800 a 1000 mm/ano de precipitação pluviométrica, apresentando árvores de até 30 m; a segunda representa as típicas caatingas florestais e caracteriza-se por estrato arbóreo com árvores entre 7 e 15 m, ocorrendo principalmente em solos derivados do cristalino; a terceira ocupa solos de origem sedimentar e distingue-se por vegetação baixa, entre 5 e 7 m; a quarta ocorre em solos derivados de granito gnaisse, e xistos, sendo difícil saber se é formação natural ou induzida pelo homem; a quinta ocorre espalhada no semiárido em locais com precipitação bastante reduzida e a sexta ocupa as florestas de galeria do semiárido (CALIXTO-JÚNIOR, 2009). Nesta revisão, as caatingas são tratadas como um domínio, unidade corionômica equivalente a mais comumente usada unidade de província (TAKHTAJAN, 1986, PRADO, 2000), fundamentado nos registros pioneiros

de Luetzelburg, mas também resultado de numerosos estudos prévios que enfocavam áreas particulares de Caatinga (LEAL, *et al.*, 2008).

Posteriormente, Velloso *et al.* (2002) propuseram subdividir a caatinga em ecorregiões, referindo-se como blocos geográficos que englobam sistemas ecológicos nos quais se diferenciam uns dos outros, possuindo grandes processos bióticos e abióticos que se conectam de alguma maneira e são delimitados por fatores controladores como: altitude, relevo e padrões de precipitação. Neste modelo, identificaram oito ecorregiões de caatinga (Complexo de Campo Maior, Complexo Ibiapaba - Araripe, Depressão Sertaneja Setentrional, Planalto da Borborema, Depressão Sertaneja Meridional, Dunas do São Francisco, Complexo da Chapada Diamantina e Raso da Catarina).

A caatinga não diferentemente das outras vegetações, também passa pôr um extenso processo de devastação ambiental provocado pelo uso insustentável dos seus recursos naturais, sendo sistematicamente devastada sem que se tenham conhecimentos profundos sobre aspectos relevantes da mesma (PEREIRA *et al.*, 2001; LEAL *et al.*, 2003). Alterações na caatinga tiveram início com o processo de colonização do Brasil, inicialmente como consequência da pecuária bovina, associada a práticas agrícolas rudimentares (ZANETTI, 1994). De acordo com Drummond *et al.* (2002) o uso dos recursos da caatinga nos dias atuais se fundamenta em princípios extrativistas, sem que haja o manejo sustentável, afetando de forma irreparável, principalmente a diversidade da flora e fauna causando, conseqüentemente, o desequilíbrio do meio.

A devastação da caatinga para dar espaço às atividades agropastoris e à exploração de produtos florestais, notadamente lenha, para fins energéticos, são ameaças crescentes à sua biodiversidade (PAZ, 2010). Segundo Silva *et al.* (2012) a eliminação sistemática da cobertura vegetal e o uso indevido das terras têm acarretado graves problemas ambientais no referido ecossistema, entre os quais se destacam a redução da biodiversidade, a degradação dos solos, e a desertificação de extensas áreas.

A caatinga teve sua cobertura vegetal nativa suprimida, em 16.576 km<sup>2</sup>, entre 2002 e 2008, o que representa uma taxa anual média nesses seis anos de, aproximadamente, 2.763 km<sup>2</sup>/ano ou 0,33 % de supressão de cobertura vegetal arbórea nativa por ano; 45,39% do total original de áreas de caatinga já foram desmatadas (MMA, 2007).

Apesar das caatingas formarem um dos ecossistemas mais ameaçados da região neotropical, elas têm recebido pouca atenção em termos de conservação e estão entre os

mais desvalorizados e mal conhecidos botanicamente (GIULIETTI *et al.*, 2002). Somente 3,56% da caatinga estão protegidas como Unidades de Conservação federais, sendo apenas 0,87% em unidades de uso indireto, como parques nacionais, reservas biológicas e estações (PENNINGTON *et al.*, 2006).Dentre as ecorregiões da caatinga, a Depressão Sertaneja Setentrional é a mais ameaçada em termos de conservação das espécies, principalmente por causa da antropização e do numero reduzido de unidades de conservação (VELLOSO *et al.*, 2002).

A Paraíba possui área 51.357 km<sup>2</sup> do ecossistema caatinga, abrangendo cerca de 80% do estado, distribui-se de forma diferenciada em relação à fisionomia e à flora (BARBOSA *et al.*, 2007; MMA, 2007). Importante ressaltar, que a cobertura vegetal remanescente apresenta-se com pouco mais de 30% da vegetação original (PEREIRA *et al.*, 2001).

## 2.2. Fitossociologia

A necessidade de compreensão dos processos ecológicos nos ecossistemas naturais proporcionou o surgimento e desenvolvimento dos estudos fitossociológicos, que passaram a fornecer dados a respeito das comunidades vegetais dos diferentes biomas bem como a descrição da composição, estrutura, distribuição e dinâmica das espécies (FELFILI & VENTUROLI, 2000).

Flahault e Schröter (1910) apresentaram o conceito de maneira precisa e elaborada de *associação vegetal*, representando um marco conceitual extremamente importante e fundamental para o paradigma científico da Fitossociologia (BRAUN-BLANQUET & PAVILLARD, 1922 *apud* CAPELO, 2003).

A fitossociologia é conceituada por Braun-Blanquet (1979) como a seção da biosociologia que estuda agrupamentos de plantas e suas relações de dependências no meio em que estão inseridas, ocupando-se também com a valorização sociológica das espécies vegetais dentro de uma comunidade. É considerada uma valiosa ferramenta na determinação das espécies mais importantes dentro de uma determinada comunidade, sendo possível estabelecer graus de hierarquização entre as espécies estudadas (KENT & COKER, 1999).

Como ciência, a fitossociologia busca conhecer a comunidade vegetal do ponto de vista florístico e estrutural (BROWN-BLANQUET, 1950), sendo considerada por Isernhagen (2001) o ramo da Ecologia Vegetal mais amplamente utilizado para o

diagnóstico quali-quantitativo das formações vegetacionais. Apoia-se muito sobre a Taxonomia Vegetal e tem estreitas relações com a Fitogeografia e as Ciências Florestais (ALMEIDA-NETO, 2008).

A fitossociologia possibilita a identificação de parâmetros quantitativos da comunidade vegetal, definindo abundância, relações de dominância e importância relativas, permitindo ainda, inferências sobre a distribuição espacial de cada espécie (RODRIGUES & GANDOLFI, 2000). Neste sentido, a fitossociologia representa o estudo ecológico quantitativo de comunidades vegetais, a partir das inter-relações das espécies no espaço e no tempo, tendo como finalidade uma abordagem quantitativa da composição florística, estrutura, funcionamento, dinâmica, distribuição e relações ambientais da comunidade vegetal (MARTINS, 1989; MARANGON, 1999; PEREIRA, 2000).

De acordo com Mueller-Dombois e Ellenberg (1974) entre os principais parâmetros analisados nos estudos fitossociológicos e que estão largamente explorados na literatura, destacam-se a descrição da densidade absoluta (DA) como o número total de indivíduos de uma espécie em determinada área e a densidade relativa (DR) como a participação de uma espécie sobre as demais. A frequência absoluta (FA) que mostra a ocorrência de uma espécie no total de unidades amostradas e a frequência relativa (FR), expressa a frequência de uma espécie em relação às outras, sendo um parâmetro utilizado para dar uma visão de como as espécies distribuem-se na área; enquanto a dominância absoluta (DoA) é a forma de expressar o espaço de superfície horizontal ocupado por determinada espécie, sendo calculada por meio da área basal, e a dominância relativa (DoR) expressa o espaço horizontal que a espécie está ocupando em relação às outras. Segundo Longhi (1980) estes parâmetros caracterizam a condição de ocorrência em que se encontram as espécies e, quando somados na forma relativa, definem o índice de valor de importância (VI), o qual hierarquiza as espécies amostradas.

NAPPO *et al.* (1999) também aplicaram uma abordagem qualitativa para a fitossociologia, enfatizando objetivos para o esclarecimento sobre aspectos relacionados à estruturação espacial e às relações mantidas entre os indivíduos da comunidade vegetal. Segundo Carvalho *et al.* (1999) a análise estrutural da comunidade vegetal é feita com base nas dimensões das plantas e suas atribuições. Os mesmos autores ressaltam que estudos sobre a estrutura da floresta proporcionam melhor compreensão de sua dinâmica, pois quantifica a participação de cada espécie com relação às demais e

verifica a forma de distribuição espacial de cada espécie, permitindo, a posteriori, predições sobre a sua dinâmica e evolução.

Os estudos fitossociológicos contribuem também para o conhecimento da estrutura das comunidades e de algumas populações, bem como o conhecimento da flora regional, possibilitando inferências sobre as tendências ou processos atuantes na cobertura vegetal e à orientação do monitoramento dos impactos decorrentes da ação antrópica, subsidiando desta forma, o manejo, a recuperação e/ou conservação dos ecossistemas (SAMPAIO *et al.*, 1996 & PEREIRA, 2000). A partir destas perspectivas, a fitossociologia possui função relevante no embasamento de programas de gestão ambiental, como nas áreas de manejo florestal e recuperação de áreas degradadas (ISERNHAGEN, 2001).

Segundo Grombone *et al.* (1990) estudos fitossociológicos são de máxima importância para a caracterização do papel exercido por cada espécie dentro da fitocenose, além de contribuírem de forma decisiva na indicação dos estádios sucessionais e na melhor avaliação da influência de fatores de clima, solo e ação antrópica nas comunidades vegetais.

Kageyama *et al.* (1992) ressalta que estudos fitossociológicos estão relacionados à caracterização das respectivas etapas sucessionais em que as espécies estão presentes, seja na regeneração natural ou em atividades planejadas para uma área degradada, também apontam possibilidades de associações interespecíficas e de estudos em nível específico sobre agressividade, propagação vegetativa, ciclo de vida e dispersão.

De acordo com Andrade-Lima (1992) as características fitossociológicas da caatinga como densidade, cobertura e frequência são determinadas, principalmente, pelas variações locais da topografia, tipo de solo e pluviosidade.

Na descrição da vegetação de caatinga é difícil explicar sua estrutura, a altura das árvores e sua densidade, pois este tipo de vegetação é muito variável quanto a estas características (KUHLMANN, 1977; ARAÚJO, 2007).

Na vegetação de caatinga *sensu stricto*, os levantamentos quantitativos iniciaram-se a partir de inventários florestais realizados pelo Departamento de Recursos Naturais da SUDENE, na época dirigido por Sérgio Tavares (MARTINS, 1989; RODAL *et al.*, 2008; CALIXTO JÚNIOR, 2009), cujos objetivos eram descrever e caracterizar a vegetação xerófila nordestina (TAVARES *et al.*, 1969, 1970, 1974), contribuir para a determinação do potencial madeireiro da caatinga (CARVALHO, 1971; SOBRINHO, 1974) e mapear a vegetação de algumas áreas de caatinga no sertão

Pernambucano (GIRÃO & PEREIRA, 1971, 1972; SUDENE, 1979). Após os estudos desenvolvidos por Hayashi e Numata (1976), os levantamentos quantitativos que descreviam a composição e a estrutura da vegetação lenhosa passaram a ser mais frequentes (GOMES, 1979; ALBUQUERQUE *et al.*, 1982; LYRA, 1982; RODAL, 1983; SILVA, 1983; SOUZA, 1983; FERREIRA, 1988; SILVA, 1991; ARAÚJO *et al.*, 1995; CAMACHO, 2001; PEREIRA *et al.*, 2001; ALCOFORADO-FILHO *et al.*, 2003; AMORIM *et al.*, 2005; ARAUJO *et al.*, 2005; RODAL *et al.*, 2005; FERREIRA, *et al.*, 2007; SANTANA & SOUTO, 2006) e herbácea (ARAÚJO *et al.*, 2005). Além disso, os levantamentos passaram também a avaliar a influência de parâmetros abióticos na estrutura da comunidade (FIGUEIREDO, 1987; SANTOS, 1987; OLIVEIRA *et al.*, 1988; RODAL *et al.*, 1992; FERRAZ *et al.*, 2003; NASCIMENTO *et al.*, 2003; LEMOS, 2006; ARAÚJO, 2007) ou ainda a estudar aspectos sucessionais (PEREIRA *et al.*, 2003; ANDRADE *et al.*, 2005; SOUZA, 2010).

Calixto Júnior (2009) aponta que apesar do significativo número de trabalhos em fitossociologia já realizados no Nordeste do Brasil, ainda falta muito para se conhecer a vegetação dessa região, principalmente a caatinga, havendo necessidade de continuidade dos levantamentos de espécies, determinando seus padrões de distribuição geográfica, abundância e suas relações com os fatores ambientais.

### **2.3. Sucessão Ecológica**

A sucessão tem sido tema desafiador na ecologia desde que Cowles (1899), pioneiro no estudo da sucessão vegetal, descreveu a sucessão nos campos de dunas ao redor do Lago Michigan (OLIVEIRA & SILVA JÚNIOR, 2011).

O estudo da sucessão vegetal foi consolidado principalmente por Clements (1916), como processo altamente ordenado e previsível, no qual mudanças na vegetação representam a história de vida da comunidade vegetal, sendo esta considerada um organismo (PILLAR, 1994).

Clements (1936) *apud* Isernhagen *et al.* (2001) acreditava que uma série de eventos de sucessão vegetal faria com que as comunidades atingissem um estágio único, final, complexo e previsível de desenvolvimento.

A partir de diferentes pontos de partida, determinados pelo tipo de distúrbio, por exemplo, as comunidades vegetais tendem a convergir através da sucessão em direção à vegetação clímax no qual estaria em equilíbrio com o clima. Tansley (1935) foi o

primeiro a desenvolver um trabalho completo sobre séries sucessionais (OLIVEIRA & SILVA JÚNIOR, 2011).

Gleason (1926) e Tansley (1935) discordaram do conceito formulado por Clements, devido a acreditarem no comportamento individualista das espécies e do processo de sucessão ser dependente do acaso, bem como criticaram a idéia de monoclímax (CARVALHO, 2010).

Budowski (1965) apresentou um modelo para as florestas tropicais em que a sucessão secundária é formada por um conjunto de estágios sucessionais distintos e as espécies, por sua vez, são agrupadas em função de sua ocorrência preferencial em cada um destes estágios. Neste modelo, a sequência inteira de comunidades que se substituem uma às outras, numa determinada área chama-se sere; as comunidades relativamente transitórias são chamadas de estágios serais (ou subseres); o sistema estabilizado terminal e autoperpetuante é denominado de clímax. Por conveniência, foi apontada por este autor a denominação dos estágios serais em pioneiro, secundário inicial, secundário tardio e clímax. Em trabalho posterior, Budowski (1966) apontou aspectos notáveis para as subseres à medida que prossegue a sucessão.

Whittaker (1975) citado por Isernhagen *et al.* (2001) reconheceu algumas tendências genéricas progressivas que podem ser esperadas durante os processos de sucessão: melhoria das condições do solo para a instalação de espécies vegetais, com aumento de profundidade e conteúdo de matéria orgânica e nutrientes e a diferenciação de horizontes; aumento na altura e diferenciação dos estratos vegetais; alterações microclimáticas; aumento da diversidade de espécies e da estabilidade relativa da comunidade.

Picket (1976), buscando o abandono da teoria clássica da sucessão e a necessidade de uma interpretação evolucionária, escreveu que a sucessão pode ser entendida unicamente em termos de interação de estratégias evolucionárias, sem referenciar o progresso determinístico para o estágio clímax. A sequência sucessional é vista como uma forma de gradientes, em que as espécies são competitivamente substituídas (PICKET, 1976 *apud* OLIVEIRA & JUNIOR, 2011).

HORN (1974) define sucessão ecológica como um fenômeno que envolve gradativas variações na composição específica e na estrutura da comunidade, iniciando-se o processo em áreas que, mediante ações perturbatórias ou não, se apresentam disponíveis à colonização de plantas e animais, prosseguindo até determinado período, onde tais mudanças se tornam bastante lentas, sendo a comunidade resultante designada

como clímax.

De acordo com Margalef (1968) e Odum (1969) a sucessão representa o incremento do ecossistema ao longo do tempo, partindo de ecossistemas mais simples em direção a ecossistemas mais complexos, com maior número de níveis tróficos, maior diversidade de espécies e formas de vidas e máxima biomassa.

Para Glein-Lewin *et al.* (1992) dificilmente um equilíbrio entre vegetação e clima é atingido, pois o tempo necessário para tanto pode ser muito longo, de modo que alterações climáticas modificam continuamente a direção do processo de sucessão e distúrbios ocorrem frequentemente como, por exemplo, morte de indivíduos, queda de árvores e outros.

ODUM (1988) salienta que quando a sucessão não é interrompida por forças externas, é bastante direcional e previsível; envolvendo modificação do ambiente físico pelos fatores bióticos, no sentido de aumentar a complexidade estrutural e, atingir grau máximo de biomassa e de função simbiótica entre organismos por unidade de fluxo energético disponível.

A classificação de espécies arbóreas em grupos ecológicos sucessionais é bastante difundida, principalmente quanto às exigências de luminosas. Este conceito também está intimamente vinculado ao ciclo de regeneração das florestas tropicais (CARVALHO, 2010). Dentre as diversas classificações, podendo citar: Budowski, (1965), Denslow (1980), Hartshorn (1980), Whitmore (1984), Swaine e Whitmore (1988), Finegan e Sabogal (1988), Finegan (1992), Leitão-Filho (1993), Gandolfi *et al.* (1995) e Jardim *et al.* (1997), as diferenças ocorrem apenas quanto às denominações e às variáveis utilizadas.

O processo sucessão ecológica consiste em mudanças progressivas e contínuas que proporcionam complexidade nas interações dos organismos ao longo do tempo, tendo início quando o ecossistema sofre interferência tanto de fenômenos naturais catastróficos, quanto pressões antrópicas que desestruturam o ambiente natural favorecendo as sequências de mudanças, apresentando como produto final a constituição de uma comunidade clímax, onde a estabilidade é relativa, não estática. Numa comunidade clímax existe a mistura de espécies de diferentes grupos ecológicos, ocorrendo o domínio de uma ou poucas espécies, sendo o endemismo frequente, apresentando domínio permanente do habitat. (RICKLEFS, 2003).

A sucessão primária dar-se em longo prazo, através da formação de uma comunidade sobre um substrato parcialmente desocupado, favorecendo as condições do

solo, e propiciando as comunidades um grau de complexidade maior encaminhando-as à formação da comunidade clímax (HOLDRIDGE, 1987; ODUM, 1988). A sucessão secundária ocorre em ambiente antes povoado, mas que foi degradado por modificações climáticas, geológicas ou pela antropização (DAJOZ, 1978; BROWN & LUGO, 1990).

De acordo com Budowski (1965) espécies pioneiras e secundárias iniciais são encontradas em áreas com condições microclimáticas e edáficas muito diferentes, proporcionando grande distribuição geográfica. Considerando características como a taxa de incremento diamétrico, mecanismos de dispersão, tamanho de sementes e dureza da madeira, este autor identifica quatro grupos de espécies: pioneiras, secundárias iniciais, secundárias tardias e clímaxes. Entre os extremos, existe um grande número de espécies com características ou adaptações ecológicas intermediárias. Quando as características são mais parecidas com as pioneiras, estas espécies são chamadas de secundárias iniciais; quando apresentam características mais próximas das espécies clímax, são denominadas secundárias tardias (VACCARO, 1997).

Segundo Quesada *et al.* (2009) a compreensão da sucessão de florestas tropicais no contexto de diferentes dimensões ecológicas e sob a exposição de várias ameaças resultantes da atividade humana representa um dos principais desafios atuais para a promoção e desenvolvimento de programas de conservação e gestão para estes ecossistemas ameaçados. Os autores enfatizam que os principais mecanismos de sucessão e regeneração de florestas tropicais secas ainda permanecem praticamente inexplorados e mais esforços são necessários para entender os processos ecológicos desses importantes ecossistemas.

Santos *et al.* (2009) afirma que a sucessão secundária está influenciada por eventos que afetam o recrutamento e a morte dos indivíduos. Nos ecossistemas semiáridos ela é lenta porque o recrutamento depende principalmente de eventos chuvosos erráticos, e a escassez de água afeta de maneira mais severa as plântulas do que outros estágios vitais. O recrutamento depende da dispersão das sementes e da existência de um banco de sementes viáveis no solo, e o estabelecimento pode ser facilitado por indivíduos adultos que rodeiam as plântulas, ou dificultado pela competição com as plantas vizinhas (MIRANDA, 2004).

A sazonalidade, como parte integrante de florestas tropicais secas, é bem conhecida por afetar processos fenológicos que controlam o crescimento vegetativo das plantas e da reprodução, assim como, controla a regeneração destas florestas (FRANKIE *et al.*, 1974; OPLER *et al.*, 1980).

Uma característica marcante nas regiões semiáridas e que influencia a regeneração natural de áreas preservadas é a variação temporal na disponibilidade hídrica (KNAPP *et al.*, 2002; CLARY, 2008). Santos (2010) exemplifica que no Brasil, em habitats preservados de vegetação de Caatinga, a irregularidade interanual na distribuição das chuvas leva à morte e/ou à redução no tamanho das populações de muitas espécies.

Nas áreas impactadas de regiões semiáridas Santos *et al.* (2009) ressaltam que a degradação dos ecossistemas, em geral, causa a diminuição da qualidade do solo, juntamente com a regressão da sucessão ecológica, onde o estágio maduro retrocede para o início da sere. Os processos que levam o ecossistema em direção à maturidade, proporcionando equilíbrio entre solo e condições ambientais e maior estabilidade frente aos agentes da erosão, são exauridos, a comunidade torna-se menos densa e mais rica em plantas anuais com sistema radicular menos desenvolvido, oferecendo ao solo pequena proteção e escassa contribuição de matéria orgânica. Como resultado, a sucessão regressiva produz aumento da severidade dos processos de degradação do solo (RODRÍGUEZ *et al.*, 2006).

Quanto aos métodos de estudo da sucessão secundária em ecossistemas florestais, diferentes abordagens têm sido propostas: estudo em longo prazo, estratigrafia, palinologia, restauração padronizada e cronossequências (JOHNSON & MIYANISHI, 2008). Gómez-Pompa e Wiechers (1976) comentam que o primeiro método consiste em estudar através do tempo o que se sucede em uma área determinada, após esta ter sido perturbada; porém, este método apresenta sérias limitações, já que requer um intervalo de tempo demasiadamente grande para se obter resultados sobre o processo geral de sucessão. Outra maneira de abordar a sucessão é buscando informações biológicas para poder interpretar, em relação ao tempo, os possíveis mecanismos dos processos de regeneração (VACCARO, 1997).

Segundo Chazdon *et al.* (2007) a abordagem que tem sido mais utilizada é a cronossequência. Este método consiste em estudar na mesma zona ecológica diversos estádios de sucessão, através do acompanhamento de parcelas permanentes e de idade conhecida; pois, com base na informação obtida por estas amostras no espaço, podem-se interpretar as substituições no tempo (SWAINE *et al.*, 1987; FINEGAN, 1996; VAN BREUGEL *et al.*, 2007; QUESADA *et al.*, 2009).

Kuniyoshi (1989) e Bischoff *et al.* (2005) colocam que, na comparação de áreas de diferentes estádios sucessionais, o tipo de clima e solo das áreas deve ser o mesmo,

assim como a posição topográfica e o histórico de uso da terra, e ressaltam a importância de se conhecer ecologicamente muito bem as áreas de estudo. Além disso, devido à heterogeneidade ambiental e diversidade beta inerente aos trópicos, especialmente nas florestas tropicais secas, a inferência a partir de pequeno número de parcelas permanentes não podem ser aplicada para prever padrões de mudança sucessional em outras regiões ou até mesmo em outras áreas dentro da mesma região (DUIVENVOORDEN, 1995; GIVNISH, 1999; BALVANERA *et al.*, 2002; QUESADA *et al.*, 2009).

No entanto, apesar de tais restrições, a metodologia de cronosequência proporciona melhor abordagem para o fornecimento de informações detalhadas sobre padrões sucessionais de florestas tropicais, justificando seu uso e permitindo gerar estratégias de gestão adequadas (APLET & VITOUSEK, 1994; ZIMMERMAN *et al.*, 1995; AIDE *et al.*, 2000; KENNARD, 2002; KALACSKA *et al.*, 2005).

Pascarella *et al.* (2000) e Quesada *et al.* (2009) ressaltam que as vantagens desta metodologia permite amostragem de várias repetições de cada etapa que representa a heterogeneidade das comunidades vegetais, além da descrição da dinâmica da comunidade em curto prazo, através do rastreamento dos sítios ao longo do tempo.

#### **2.4. Dinâmica de Populações Vegetais**

Os primeiros estudos populacionais com plantas foram feitos na década de 70 (SARUKHÁN & HARPER, 1973). De acordo com Gaston (1994) estudos de populações são importantes na compreensão das características das espécies, uma vez que funcionam como modelos preditivos do tamanho e vulnerabilidade das mesmas, fornecendo subsídios para fins conservacionistas e de manejo.

Os acompanhamentos de longa duração, conhecidos como estudo da dinâmica populacional, apontam dados demográficos da população como mortalidade, recrutamento e crescimento, sendo estes considerados os processos que regem a dinâmica das florestas (SWAINE *et al.*, 1987; SILVERTOWN & LOVETT-DOUST, 1993; CRAWLEY, 1997).

Os estudos demográficos associam vários componentes do ciclo de vida do organismo, bem como sua distribuição e abundância (AULD, 1987). Para Martini (1996) os estudos demográficos, além da dinâmica, englobam também a estrutura das populações. O processo de mudanças ao longo do tempo e do espaço de uma

comunidade vegetal pode ser analisado por meio de estudos de dinâmica (GRAFF NETO, 2011).

O conhecimento da dinâmica da vegetação é primordial para a detecção de padrões de mudanças florísticas e estruturais, bem como na inferência sobre as tendências futuras no funcionamento da floresta, para o estabelecimento de ações pertinentes de conservação e restauração, além de desenvolvimento de indicadores de monitoramento e avaliação (HUBBELL & FOSTER, 1992; ENGEL, 1993; GANDOLFI *et al.*, 1995; MARTINS & RODRIGUES, 1999).

Segundo Martins (1991) os processos de dinâmica são responsáveis pela mudança da comunidade ao longo do tempo ou por sua permanência em um determinado espaço. As comunidades florestais são dinâmicas e as mudanças ocorrem continuamente em níveis de população e de indivíduos ao longo do tempo, mesmo que a comunidade como um todo seja estável, devido ao estado de equilíbrio dinâmico entre crescimento, recrutamento e mortalidade (KORNING & BALSLEV, 1994; FELFILI, 1995). De acordo com Hutchinson (1948) *apud* Menezes (2010) em virtude desse balanço, a maioria das populações apresenta densidades constantes ou sem grandes flutuações, o que caracteriza o comportamento demográfico estável.

De acordo com Appolinario *et al.* (2005) os estudos de dinâmicas de comunidades vegetais também visam entender os processos evolutivos expressos pelas flutuações nos valores de mortalidade, recrutamento e crescimento que ocorrem em determinado intervalo de tempo. Os elementos amostrados e a interação dos fatores bióticos e abióticos, expressos pelas flutuações nas taxas de nascimento, crescimento e mortalidade ao longo do tempo, determinam o processo evolutivo da comunidade florestal (CABRAL, 1999).

Cada planta na população natural, está sujeita a microambientes que são bioticamente únicos e que exercem influência na sua performance e sobrevivência (FALEIRO & SCHIAVINI, 2009). Segundo Aidar (1992) os microambientes internos criam grande variedade de nichos às plantas presentes no meio, que estão diretamente relacionados à diversidade de espécies vegetais e animais.

Alguns autores afirmam que grande parte dos trabalhos de dinâmica concentra esforços na busca do conhecimento das taxas correspondentes às variações e mudanças em número de indivíduos e de tamanho destes, principalmente entre espécies com diferentes requerimentos ecológicos (FELFILI, 1995; NASCIMENTO, 1998; WERNECK *et al.*, 2000; PINTO, 2002; GRAFF NETO, 2011). O acompanhamento

dessas taxas é importante, tanto em comunidades vegetais de aparência uniforme e estável quanto em áreas onde houve interferência humana, permitindo avaliar a dinâmica temporal da comunidade em função do uso ou tempo de perturbação, uma vez que essa variabilidade no tempo controla o comportamento e os padrões de abundância das espécies (CORRÊA & VAN DEN BERG, 2002; RODAL *et al.*, 2005).

A dinâmica das comunidades florestais varia conforme o estágio sucessional no qual se encontram, dependente de perturbações passadas (ROLIN *et al.*, 1999; WHITMORE, 1989). Estudar a dinâmica dos estados sucessionais da vegetação constitui um ponto de relevância para o entendimento da composição e manejo de qualquer formação vegetal (ALVES *et al.*, 2003). Segundo Kageyama *et al.* (1986) a compartimentalização do processo de sucessão secundária em fases ou estágios sucessionais distintos, mesmo arbitrário, é um artifício utilizado na busca do entendimento sobre a dinâmica funcional das florestas.

De acordo com Gomide (1997) o processo de sucessão da formação vegetal envolve mudanças graduais na estrutura das espécies e nos processos da comunidade ao longo do tempo. Durante este processo, indivíduos de várias espécies se estabelecem, crescem, reproduzem-se e morrem. Os indivíduos que morrem são substituídos pelo crescimento dos indivíduos vizinhos ou estabelecimento de novos indivíduos de diferentes espécies (GRAFF NETO, 2011). Segundo ARCE *et al.* (1997) o crescimento das florestas pode ser entendido como processo contínuo, que inclui entrada, movimento e saída de matéria. A entrada é o ingresso, o movimento é o crescimento, e a saída é a mortalidade.

Dessa forma, como explica Ferreira (1997), informações sobre as taxas de crescimento, recrutamento e mortalidade dos indivíduos são muito importantes para que se possa verificar se as populações locais estão sendo substituídas por elas próprias ou não. Cada mudança no sistema ao longo do tempo pode ser interpretada como a transição de um estágio sucessional para outro (WHITMORE, 1989).

#### **2.4.1. Crescimento**

De acordo com Encinas *et al.* (2005) o crescimento das árvores e, conseqüentemente, da floresta está intimamente associado ao fator tempo e às condições ambientais do local. É um dos principais temas de interesse de engenheiros florestais e ecólogos devido às aplicações na avaliação e predição da produção de florestas

(VANCLAY, 1994), bem como as implicações no entendimento de estudos demográficos e dinâmica de florestas (SWAINE *et al.*, 1987).

O crescimento das florestas é definido pelas mudanças de tamanho ocorridas em determinado período de tempo (SANQUETTA *et al.*, 2003). Segundo Encinas *et al.* (2005) o tamanho das árvores é função do período de tempo em que elas se desenvolveram, resultado das interações da capacidade genética inerente do crescimento e do ambiente no qual está habitando. Este autor ressalta que o crescimento de uma árvore poderá apresentar diferentes variações nas suas dimensões em altura, diâmetro, volume, biomassa, área basal e peso, em função de diversos fatores, como os fatores climáticos (temperatura, precipitação, vento, insolação etc.), pedológicos (características físicas, químicas e biológicas dos solos) e topográficos (inclinação, altitude e exposição), além de fatores biológicos (pragas e doenças), fatores genéticos das espécies e pela própria competição com outras árvores e outros tipos de vegetação.

Estudos recentes reportam que as taxas de crescimento de florestas tropicais têm se acelerado ao longo de várias décadas (LAURANCE *et al.*, 2004; LEWIS *et al.*, 2004). No entanto, os processos fisiológicos envolvidos no crescimento de uma árvore individual e no desenvolvimento do povoamento são complexos (ROSSI *et al.*, 2006). YANG *et al.* (2003) afirmam que apesar das pesquisas ecológicas e biológicas estarem continuamente avançando no entendimento qualitativo desses processos, a compreensão quantitativa é bem menos desenvolvida.

Segundo Bruce e Schumacher (1950) *apud* Encinas *et al.* (2005) o ritmo do crescimento é influenciado por fatores internos (fisiológicos), externos (ecológicos) e pelo tempo, sendo a intensidade de crescimento traduzida em termos de acréscimos que as variáveis consideradas sofrem durante determinado período, devendo-se definir o tipo de acréscimo que se pretende manejar, a fim de interpretar o fenômeno que possa se produzir. O suprimento de nutrientes também pode se apresentar como fator limitante para o crescimento de árvores em florestas tropicais (BAKER *et al.*, 2003).

As estimativas de crescimento arbóreo nas florestas tropicais geralmente são determinadas através de medidas sucessivas obtidas em parcelas permanentes, a partir do diâmetro ou incremento da circunferência à altura do peito, servindo de grande interesse da silvicultura e manejo florestal (GOMIDE *et al.*, 2003).

Apesar de serem essenciais para a interpretação ecológica de fatores de crescimento e de produtividade nas florestas tropicais, registros em longo prazo de

incrementos anuais são relativamente escassos (CLARK & CLARK, 1994; WORBES *et al.*, 2003).

Segundo Dobbertin *et al.* (2005) o diâmetro do caule está entre os traços de caráter mais sensíveis em árvores susceptíveis de serem afetadas por estresses ambientais locais. Vanclay (1991) afirma que o diâmetro é o principal determinante da área basal, além de ser fortemente relacionado ao volume e relativamente fácil de medir, o que justifica a preferência de expressar o crescimento ou em termos de diâmetro ou de área basal.

Conforme afirma Ferreira (1997) a predição do crescimento e da produção de formações vegetais manejadas e não manejadas é essencial para credibilidade de um plano de manejo sustentável, uma vez que, as decisões de manejo são baseadas na taxa de crescimento e na produção que essas formações podem alcançar.

#### **2.4.2. Mortalidade**

A morte de árvores também deve ser levada em conta no processo de sucessão da vegetação, sendo considerado um dos mecanismos através do qual a seleção natural opera (GOMIDE *et al.*, 2003).

O padrão de mortalidade no tempo e no espaço está estreitamente relacionado com a máxima longevidade das árvores, com a distribuição dos indivíduos em classe de tamanho, com a abundância relativa das espécies e com o tamanho e intensidade do distúrbio (SWAINE *et al.*, 1987).

A mortalidade é um parâmetro muito importante na determinação da dinâmica populacional (AQUINO *et al.*, 2007), pode ser causada por diversos fatores como: idade ou senilidade; competição e supressão; doenças ou pragas; condições climáticas; fogos silvestres, por anelamento e envenenamento, injúrias, corte ou abate da árvore (SANQUETTA, 1996).

No entanto, a mortalidade permanece como um dos menos compreendidos componentes das estimativas de crescimento de produção, principalmente por causa da complexidade do processo de mortalidade e da incerteza do tempo de ocorrência da morte das árvores (HAMILTON JR., 1986; YANG *et al.*, 2003; ROSSI *et al.*, 2007).

De acordo com Carey *et al.* (1994) o melhor entendimento das taxas de mortalidade em ecossistemas ajuda na detecção das pressões nos ecossistemas, causadas

por poluição e outros distúrbios antropogênicos. Segundo Condit *et al.* (1995) poucos são os estudos que relatam taxas de mortalidade para espécies arbóreas nos trópicos.

Para Rossi *et al.* (2007) o entendimento das taxas e processos de mortalidade de árvores em todas as escalas contribui para o conhecimento dos sistemas naturais.

A alta taxa de mortalidade das espécies secundárias é provavelmente devido a menor densidade de sua madeira que torna as árvores mais vulneráveis a ventos e tempestades tropicais devido à baixa resistência dos troncos, e ao seu curto tempo de vida geneticamente controlado (PUTZ, 1983; GOMIDE *et al.*, 2003).

De acordo com Peet e Christensen (1987) a mortalidade é maior na segunda fase de sucessão "thinning". Durante esta fase a competição é mais intensa e a densidade de árvores é maior (GOMIDE *et al.*, 2003).

A perda de uma árvore influencia as condições microambientais e, conseqüentemente, a taxa de crescimento das árvores vizinhas (GOMIDE *et al.*, 2003). A forma na qual as árvores morrem e a condição em que finalmente alcançam o solo podem depender de características biológicas ou físicas que atuam sobre as mesmas (GRAFF NETO, 2011).

O efeito do vento, chuva, patógenos, ataques de insetos e secas pronunciadas podem conduzir o regime de queda natural de árvores (BROKAW & WALKER, 1991). Adicionalmente, a causa e o resultado da morte de uma árvore é que determina o papel ecológico da mortalidade (SANQUETTA *et al.*, 2003).

A causa mais comum da morte de árvores em florestas tropicais não perturbadas é o vento, mas frequentemente as árvores morrem em pé, como resultado de várias causas possíveis como fungos patogênicos, herbívoros, senescência, déficit hídrico ou supressão, ou a combinação destes fatores (LIEBERMAN & LIEBERMAN, 1987; ARRIAGA, 2000).

Árvores mortas em pé são importantes habitats para a fauna silvestre, pois são utilizadas como local de abrigo e são importante substrato para a nidificação, enquanto que árvores mortas caídas contribuem diretamente para aumentar o estoque e a ciclagem de nutrientes e carbono do solo (HARMON *et al.*, 1986; DEWALT *et al.*, 2003).

### **2.4.3. Recrutamento**

Recrutamento corresponde à admissão de um ser em determinada população ou comunidade (CARVALHO, 1997). Mais especificamente a populações vegetais, o

recrutamento é usualmente quantificado pelo número de novas árvores que atingiram e/ou ultrapassaram o tamanho mínimo mensurável específico em certo período no inventário (REZENDE, 2002; LEXERØD & EID, 2005).

Porté e Bartelink (2002) afirmam que o termo recrutamento parece mais adequado na referência do processo de instalação de novas plântulas no povoamento. Para Alder e Silva (2000) o recrutamento pode ser subentendido como o processo pelo qual as árvores surgem ao longo do processo temporal, ou seja, recrutadas são aqueles indivíduos que atingiram o diâmetro máximo entre dois levantamentos florestais subsequentes.

Existem duas visões relativas ao papel do recrutamento na dinâmica florestal de acordo com Clark *et al.* (1999). Uma referente ao recrutamento limitado das populações, devido à baixa e incerta produção de sementes ou estabelecimento de plântulas combinada com a falta de fontes locais de sementes e dispersão restrita, impactando permanentemente na dinâmica da população. A outra visão atribui o suprimento de sementes e estabelecimento das plântulas ao papel mais limitado na dinâmica da floresta, focando para distribuições e qualidade dos microssítios e fatores que afetam o crescimento e a mortalidade no banco de sementes e nos estágios de plântulas.

As variáveis mais correlacionadas com o recrutamento são a área basal do povoamento ou do grupo de espécies, a densidade do povoamento e o índice de competição (ROSSI *et al.*, 2006).

De acordo com Swaine *et al.* (1987) a taxa de recrutamento de uma espécie é a manifestação da fecundidade, crescimento e sobrevivência de plantas juvenis dessa espécie na população. As taxas de recrutamento aparente são obtidas pela simples contagem de árvores que eram menores no tamanho mínimo da variável dendrológica no inventário, mas que entraram nesse tamanho no segundo inventário (KOHYAMA & TAKADA, 1998).

Sanquetta *et al.* (2003) comentam que muitas vezes o recrutamento também é chamado de ingresso, e que nesse caso deve ser definido como o processo pelo qual as árvores pequenas aparecem no povoamento, como, por exemplo, em uma parcela permanente, após a primeira medição. Rossi *et al.* (2006) afirmam que o ingresso corresponde à quantidade de árvores (em número, volume ou área basal) que são menores que determinado diâmetro mínimo, ou o limite de altura no início de um período de crescimento, e que durante esse período atingiram o tamanho prescrito.

Segundo Graff Neto (2011) a diferença entre recrutamento e ingresso, de forma geral, está no fato de que quando um indivíduo passa a ser contabilizado pela primeira vez a partir do segundo inventário ele é um recruta e quando ele passa de uma classe de distribuição diamétrica para outra trata-se de um ingresso.

Vanclay (1994) diferencia os termos regeneração e recrutamento, definindo a regeneração como a renovação de povoamentos florestais por meios naturais ou artificiais (semeadura e plantio), enquanto que o recrutamento refere-se aos indivíduos que alcançaram o tamanho especificado (em altura ou em diâmetro). De acordo com Sanquetta *et al.* (2003) os conceitos estão relacionados, e a distinção entre eles depende de eventos arbitrários no desenvolvimento do indivíduo, desde semente até pequena árvore.

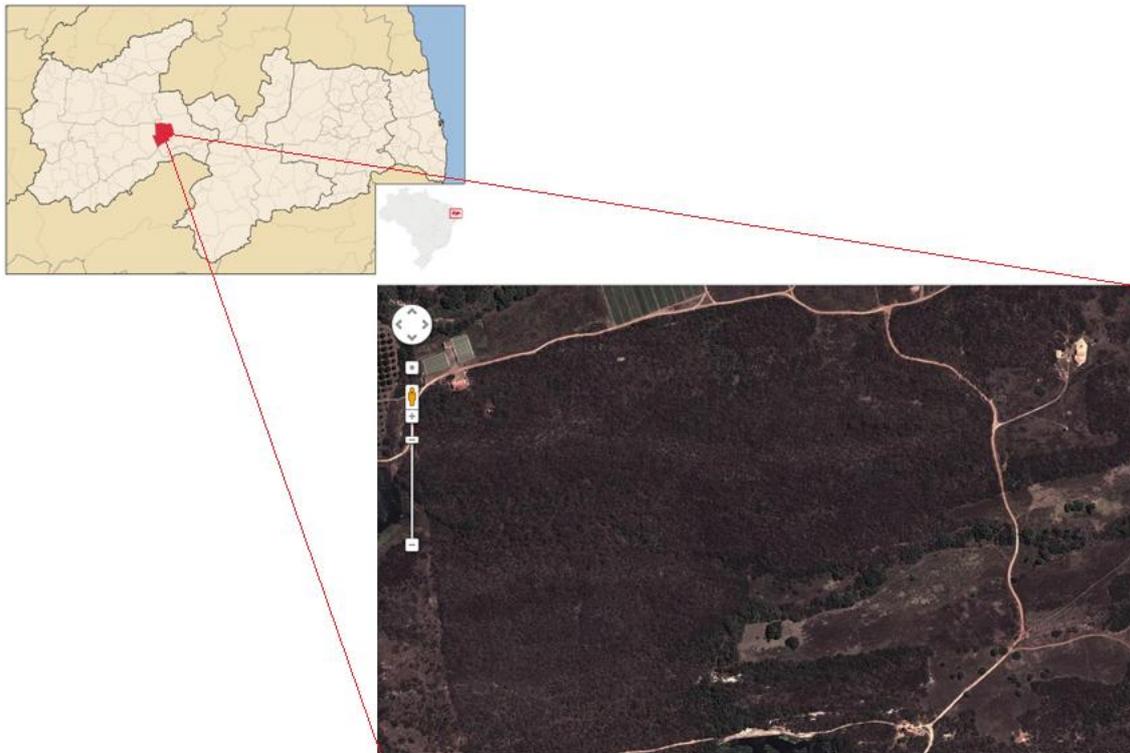
Para Alves-Júnior *et al.* (2010) a regeneração natural é uma das principais etapas da sucessão, visto que, é uma fase importante para a sobrevivência, desenvolvimento e manutenção deste ecossistema. Porté e Bartelink (2002), em revisão de modelos para florestas, consideram que a regeneração é definida como a progenia estabelecida de uma matriz, ou as plântulas ou mudas existentes no povoamento.

Sanquetta *et al.* (2007) consideram que para manejar racionalmente florestas alteradas por seguidas ações antrópicas, é preciso conhecer e respeitar sua capacidade regenerativa e produtividade. Tal capacidade está intimamente relacionada com três processos demográficos fundamentais: recrutamento, crescimento e mortalidade.

### 3.0. MATERIAIS E MÉTODOS

#### 3.1. Caracterização da Área de Estudo

O estudo foi realizado na Fazenda Tamanduá ( $06^{\circ}59'13''$  a  $07^{\circ}0'14''$  de latitude S e  $37^{\circ}18'08''$  a  $37^{\circ}20'38''$  de longitude W, com altitude média de 270m), propriedade da Mocó Agropecuária Ltda, localizada no município de Santa Terezinha (Figura 1.), Mesorregião do Sertão Paraibano. A Fazenda Tamanduá possui uma área de Reserva Legal de aproximadamente 200 ha e outra de Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) com 325 hectares (ARAÚJO, 2007; PIANA *et al.*, 2010).



**Figura 1.** Imagem de satélite da área de estudo, Fazenda Tamanduá, em relação ao município de Santa Terezinha, Estado da Paraíba. (Fonte: Google earth.com, modificado).

A região está localizada na Depressão Sertaneja Setentrional, uma extensa planície baixa, de relevo predominantemente suave-ondulado, com elevações residuais disseminadas na paisagem e presença de afloramentos rochosos (VELLOSO *et al.*, 2002). O clima da área é o semiárido, segundo a classificação de Köppen (1948), do tipo Bsh, marcado por uma estação seca e outra chuvosa (SUDEMA, 2004). A média anual das precipitações pluviométricas fica em torno de 600 mm (ARAÚJO, 2007). O

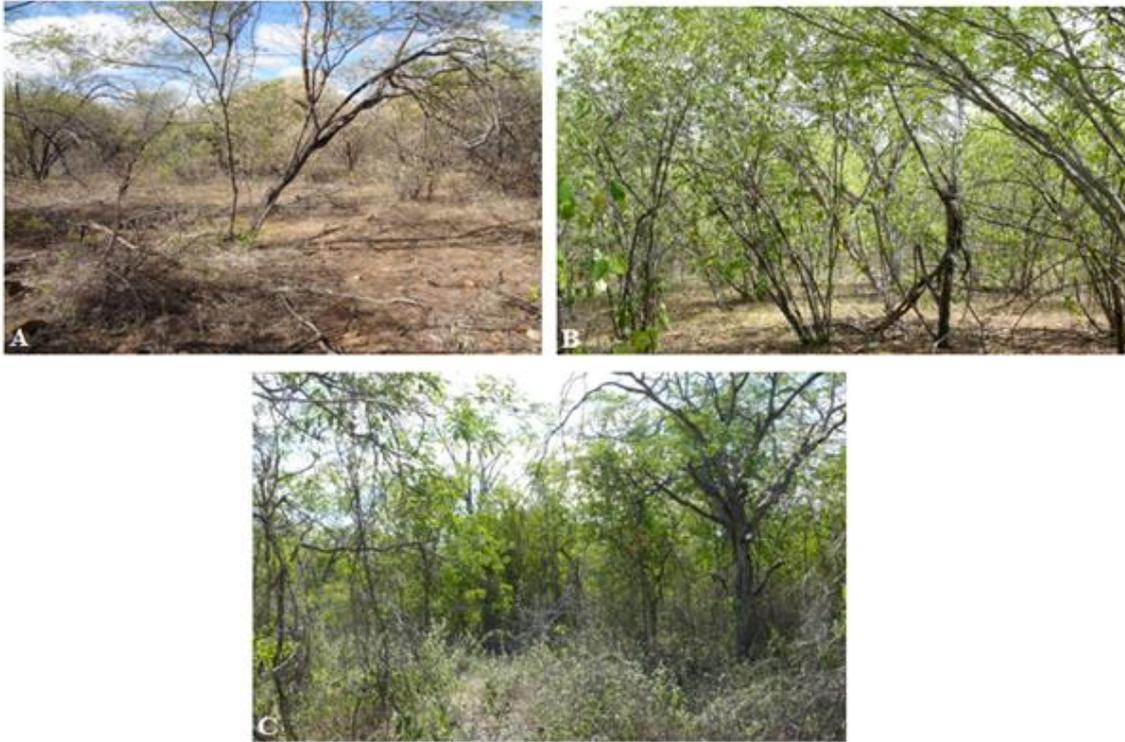
substrato geológico das áreas é essencialmente constituído por rochas cristalinas do Pré-Cambriano. Os solos são rasos, pedregosos, de origem cristalina e de fertilidade média a alta, mas muito suscetíveis à erosão. Predominam os solos brunos não cálcicos, podzólicos, litólicos e planossolos (EMBRAPA, 1999).

## 3.2. Procedimentos Metodológicos

### 3.2.1. Descrição das Áreas e Metodologia de Coleta de Dados

Foram estabelecidas cinco parcelas de 1000m<sup>2</sup> (50m x 20m), em matrizes vegetacionais inseridas em cada um dos três estádios de sucessão: inicial, intermediário e tardio (Figura 2.), conforme descrição de Magalhães (2011):

- **Estádio de Sucessão Inicial (E)** – Áreas utilizadas para o cultivo do algodão de fibra longa (*Gossypium hirsutum*) de 1965 até o início da década de 80, tendo recebido corte raso antes do plantio desta monocultura. O solo destes locais nunca recebeu nenhum tipo de adubação. Ao fim do ciclo de plantio do algodão, recebeu capim e passou por destoca constante até o início da década de 90, quando foi totalmente abandonada. Desta forma, a área passa por regeneração natural há mais de 15 anos.
- **Estádio de Sucessão Intermediário (I)** – Áreas utilizadas para o cultivo do algodão de fibra longa (*Gossypium hirsutum*) por poucos ciclos entre 1965 e 1968, tendo recebido corte raso antes do plantio desta monocultura. Foi totalmente abandonada após este período, e, portanto, passa por regeneração natural há mais de 30 anos.
- **Estádio de Sucessão Tardio (L)** – O histórico destas áreas aponta que nunca houve seu uso para fins agrícolas ou outras pressões antrópicas severas, tendo recebido apenas leve corte seletivo para a produção de estacas, porém, sem nunca ter havido o corte raso. Com base em relatos de moradores da região, passa intocada pelo processo de sucessão há mais de 50 anos.



**Figura 2.** Aspecto da vegetação da área de estudo, estágio de sucessão inicial (A), intermediário (B) e tardio (C) - Fazenda Tamanduá, Santa Terezinha, Paraíba. Abril de 2012.

### 3.2.1.1. Amostragem para a Composição Florística e Fitossociologia

Foi realizado levantamento fitossociológico em Abril de 2012 nas quinze parcelas alocadas nos diferentes estádios sucessionais, cada qual com cinco repetições (Figura 3). O diâmetro a altura do peito (DAP) dos indivíduos a partir de três centímetros foi mensurado utilizando fita trena. Para plantas ramificadas, todas as ramificações foram medidas. A altura total (AT) dos indivíduos foi estimada com auxílio de vara de 3 m. As plantas inseridas no critério de inclusão foram etiquetadas com plaquetas (3 cm x 2 cm) de alumínio (Figura 4).



**Figura 3.** Esquema representativo do método de parcelas, no estudo em diferentes estádios sucessionais de Caatinga, Fazenda Tamanduá, Santa Terezinha, PB.



**Figura 4.** Plaqueta de identificação numérica em um indivíduo amostrado (A). Medição da CAP (B). Fazenda Tamanduá, Santa Terezinha, Paraíba. Abril / 2012.

O material botânico foi coletado florescendo e frutificando, para ser processado, herborizado e confeccionado em exsicatas, sendo em seguida incorporado ao Herbário UFP - Geraldo Mariz, pertencente ao Departamento de Botânica da Universidade Federal de Pernambuco. A identificação botânica foi de acordo com o sistema de classificação do Angiosperm Phylogeny Group II (APG II, 2003). A nomenclatura taxonômica foi atualizada consultando-se a base de dados do Missouri Botanical Garden ([www.tropicos.org](http://www.tropicos.org)) e bibliografias especializadas.

A suficiência de amostragem na área de estudo foi analisada com base na curva do coletor, que mostra o surgimento de espécies inéditas no decorrer do levantamento (MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG, 1974).

### 3.2.1.2. Análise da Diversidade das Espécies

A análise de diversidade das espécies visa estabelecer referências que permitam avaliar o quanto um povoamento florestal é diverso em termo de espécies (CALIXTO JÚNIOR, 2009). É tema de grande interesse em estudos ecológicos, pois ao se conhecer a biodiversidade local, possibilita-se a identificação de diferenças entre e dentre biomas, e conhecem-se os recursos genéticos e biológicos (ARAÚJO & FERRAZ, 2008). Além disso, esses estudos proporcionam a descoberta de novos táxons ou novos registros de ocorrência, contribuindo, portanto, para o conhecimento sobre a diversidade florística e a fitogeografia da vegetação (CARDOSO *et al.*, 2009).

A tabulação, o processamento e as análises foram realizados utilizando-se a planilha Microsoft Office Excel 2007 e o software Fitopac 2.1. Nas análises estatísticas, utilizou-se o software JMP Starter versão 8.

Para quantificar a diversidade das comunidades vegetais com o intuito de se comparar os diferentes estádios sucessionais, foram utilizadas as fórmulas para os respectivos índices, que estão apresentadas a seguir:

#### 3.2.1.3.1. Índice de Diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ )

$$H' = \frac{\left[ N \cdot \ln(N) - \sum_{i=1}^s n_i \ln(n_i) \right]}{N}$$

Em que:

$H'$  = Índice de diversidade de Shannon-Wiener;

$N$  = Número total de indivíduos amostrados;

$n_i$  = Número de indivíduos amostrados da  $i$ -ésima espécie;

$S$  = Número de espécies amostradas;

$\ln$  = Logaritmo de base neperiana ( $e$ ).

O Índice de Diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ ) busca medir o grau de incerteza na predição correta da espécie a que pertence o próximo indivíduo coletado na amostragem sucessiva (MARTINS & SANTOS, 1999). Considera igual peso entre as espécies raras e abundantes (MAGURRAN, 1988). Quanto maior o valor de  $H'$ , maior será a diversidade da área em estudo.

### 3.2.1.3.2. Índice de Equabilidade de Pielou ( $J'$ )

$$J' = \frac{H'}{H' \max}$$

Em que:

$J'$  = índice de Equabilidade de Pielou;

$H' \max = \ln(S)$  = diversidade máxima;

$S$  = número de espécies amostradas = riqueza.

O Índice de Equabilidade de Pielou ( $J$ ) (ODUM, 1988) atua em intervalo  $[0,1]$ , onde 1 representa a máxima diversidade, ou seja, todas as espécies são igualmente abundantes (BROWER & ZAR, 1984).

### 3.2.1.2.3. Coeficiente de Mistura de Jentsch ( $QM$ )

$$QM = \frac{S}{N}$$

Em que:

$QM$  = Coeficiente de Mistura de Jentsch;

$S$  = número total de espécies amostradas;

$N$  = número total de indivíduos amostrados.

O Coeficiente de Mistura de Jentsch ( $QM$ ) (HOSOKAWA, 1988) indica, em média, o número de árvores de cada espécie que é encontrado no povoamento, permitindo assim a análise preliminar das condições de mistura das espécies (JARDIM, 1985). Quanto mais próximo de 1 (um) o valor de  $QM$ , mais diversa é a população.

#### 3.2.1.2.4. Índice de Riqueza de Táxon ( $RT$ )

$$RT = \frac{T}{\ln(N)}$$

Em que:

$T$  = Número de táxons amostrado;

$N$  = número total de indivíduos amostrados;

$\ln$  = Logaritmo neperiano.

O Índice de Riqueza de Táxons ( $RT$ ) foi calculado para o número total de indivíduos amostrados de espécies, gênero e família (MUELLER-DUMBOIS & ELLENBERG, 1974).

#### 3.2.1.2.5. Índice de Dominância de Simpson ( $C$ )

$$l = \frac{\sum_{i=1}^s n_i(n_i - 1)}{N(N - 1)} ; C = 1 - l$$

Em que:

$I$  = Medida de dominância;

$C$  = Índice de Dominância de Simpson;

$n_i$  = número de indivíduos amostrados da  $i$ -ésima espécie;

$N$  = número total de indivíduos amostrados;

$S$  = número total de espécies amostradas.

O índice de dominância de Simpson mede a probabilidade de 2 (dois) indivíduos, selecionados ao acaso na amostra, pertencer à mesma espécie (BROWER & ZAR, 1984). O valor estimado de  $C$  varia de 0 (zero) a 1 (um), sendo que para valores próximos de um, a diversidade é considerada maior.

### 3.2.1.4. Índices de Similaridade

Os índices de similaridade são expressões matemáticas utilizadas para comparar a flora de duas ou mais comunidades vegetais, indicando o grau de semelhança entre elas (MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG, 1974).

Segundo Vaccaro (1997) em levantamentos fitossociológicos comumente observa-se o uso dos índices de similaridade de Jaccard e de Sørensen, ambos que se utilizam do critério de presença/ausência de espécies. Jaccard estabeleceu um coeficiente de similaridade através de uma expressão matemática simples, independente do número de indivíduos; enquanto que Sørensen propôs outro índice, derivado do utilizado por Jaccard, no qual o numerador é independente do denominador, já que cada espécie, teoricamente, tem a mesma chance de estar presente tanto nas duas comunidades comparadas, como em uma só delas (MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG, 1974).

Para a análise de agrupamento foi utilizada uma matriz de distância/similaridade através do Coeficiente de Distância de Bray-Curtis para os táxons identificados ao nível específico, como forma de verificar a semelhança taxonômica do estrato arbóreo-arbustivo entre os estádios sucessionais. Nesta matriz foi realizada a técnica de ligação da média de grupo - UPGMA (CHATFIELD & COLLINS, 1983) usando o software Fitopac 2.1. Na realização destas análises, foram construídos dendrogramas para os

dados referentes à vegetação existente nas 15 parcelas a serem comparadas entre os estádios de sucessão.

### 3.2.1.3.1. Índice de Similaridade de Jaccard

De acordo com MARTINS (2004) este índice estuda as causas e efeitos da co-habitação de plantas num determinado ambiente, do surgimento, desenvolvimento e estrutura dos agrupamentos vegetais, assim como dos processos correlacionados em sua continuidade ou em mudança ao longo do tempo. Nesse índice, a similaridade é máxima quando o valor é igual a 1 e inexistente quando for 0. Em geral, acima de 0,5 indica alta similaridade. Uma das grandes vantagens desse método é a simplicidade (MAGURRAN, 1988):

$$IS_j = \frac{a}{a + b + c}$$

Onde:

$IS_j$  = Índice de Similaridade de Jaccard;

$a$  = número de espécies comuns em ambas as comunidades;

$b$  = número de espécies exclusivas da primeira comunidade;

$c$  = número de espécies exclusivas da segunda comunidade.

### 3.2.1.3.2. Coeficiente de Similaridade de Sorensen

O Índice de Similaridade de Sorensen ou Coeficiente de Sorensen ( $C_s$ ) relaciona o duplo número de espécies comuns com a soma do número de espécies da amostra (MATTEUCCI & COLMA, 1982). É calculado por:

$$C_s = \frac{2a}{2a + b + c}$$

Onde:

$C_s$  = Coeficiente de Sorensen;

$a$  = número de espécies comuns as duas comunidades;

$b$  = número de espécies exclusivas a comunidade A;

$c$  = número de espécies exclusivas a comunidade B.

Sendo que:

Se  $C_s = 1$ , tem-se associação completa;

Se  $C_s = 0$ , não existe associação.

### 3.2.1.3.3. Coeficiente de Distância de Bray-Curtis

O Coeficiente de Bray-Curtis varia entre 0 (similaridade) e 1 (dissimilaridade) e seu cálculo é baseado nas diferenças absolutas e nas somas das abundâncias de cada espécie nas amostras. É fortemente influenciado pelas espécies dominantes e não considera as duplas-ausências. Quanto mais próximas forem as amostras, menor a distância métrica entre esses pontos sendo, portanto, maior a similaridade entre elas (VALENTIN, 2000).

$$D_{A-B} = \frac{\sum (X_{Ai} - X_{Bi})}{\sum (X_{Ai} + X_{Bi})}$$

Onde:

$D_{A-B}$  = Distância entre as amostras A e B;

$X_{Ai}$  = Amostra A;

$X_{Bi}$  = Amostra B.

### 3.2.1.4. Levantamento Fitossociológico

Em cada parcela foram analisados os parâmetros gerais da estrutura das comunidades (densidade total, área basal total, alturas e diâmetros) e os parâmetros absolutos e relativos das espécies (densidade absoluta e relativa, frequência absoluta e relativa, dominância basal absoluta e relativa, índice de valor de cobertura, índice de valor de importância e índice de agregação de payandeh) (BROWN-BLANQUET, 1950; LAMPRECHT, 1964; MUELLER-DOMBOIS & ELLEMBERG, 1974; MATEUCCI & COLMA, 1982; WHITTAKER, 1984; KENT & COKER, 1999; FELFILI & RESENDE, 2003), cujas fórmulas são:

#### 3.2.1.4.1. Densidades Absoluta (DA) e Relativa (DR)

$$DA_i = \frac{n_i}{A}; DR_i = \frac{DA_i}{DT} \times 100; DT = \frac{N}{A}$$

Em que:

$DA_i$  = densidade absoluta da i-ésima espécie, em número de indivíduos por hectare;

$n_i$  = número de indivíduos da i-ésima espécie na amostragem;

$N$  = número total de indivíduos amostrados;

$A$  = área total amostrada, em hectare;

$DR_i$  = densidade relativa (%) da i-ésima espécie;

$DT$  = densidade total, em número de indivíduos por hectare (soma das densidades de todas as espécies amostradas).

Este parâmetro informa a densidade, em números de indivíduos de cada espécie na composição florística do povoamento por unidade de área, com que a espécie ocorre no povoamento (MATTEUCCI & COLMA, 1982). Assim, maiores valores de  $DA_i$  e  $DR_i$  indicam a existência de um maior número de indivíduos por hectare da espécie na área amostrada.

**3.2.1.4.2. Frequências Absoluta (FA) e Relativa (FR)**

$$FA_i = \frac{ui}{ut} \times 100; \quad FR_i = \left( \frac{FA_i}{\sum_i^p FA_i} \right) \times 100$$

Em que:

$FA_i$  = frequência absoluta da  $i$ -ésima espécie na comunidade vegetal;

$FR_i$  = frequência relativa da  $i$ -ésima espécie na comunidade vegetal;

$u_i$  = número de unidades amostrais em que  $i$ -ésima espécie ocorre;

$u_t$  = número total de unidades amostrais;

$P$  = número de espécies amostradas.

Este parâmetro informa com que frequência a espécie ocorre nas unidades amostrais (KUPPER, 1994). Assim, maiores valores de  $FA_i$  e  $FR_i$  indicam que a espécie está bem distribuída horizontalmente ao longo da vegetação amostrada.

**3.2.1.4.3. Dominâncias Absoluta (DoA) e Relativa (DoR)**

$$DoA_i = \frac{AB_i}{A} \quad ; \quad DoR = \frac{DoA}{DoT} \times 100; \quad DoT = \frac{ABT}{A};$$

$$ABT = \sum_{I=1}^S AB_i$$

Em que:

$DoA_i$  = dominância absoluta da  $i$ -ésima espécie, em  $m^2/ha$ ;

$AB_i$  = área basal da  $i$ -ésima espécie, em  $m^2$ , na área amostrada;

$A$  = área amostrada, em hectare;

$DoR_i$  = dominância relativa (%) da  $i$ -ésima espécie;

$DoT$  = dominância total, em  $m^2/ha$  (soma das dominâncias de todas as espécies).

A dominância expressa à proporção de tamanho, de volume ou de cobertura de cada espécie, em relação ao espaço ou volume da fitocenose, através da soma das áreas seccionais dos indivíduos pertencentes à mesma espécie por unidade de área (MARTINS, 1991). Também informa a densidade da espécie, contudo, em termos de área basal, identificando sua dominância sob esse aspecto (CALEGARIO *et al.*, 1993). Assim, maiores valores de  $DoA_i$  e  $DoR_i$  indicam que a espécie exerce dominância no povoamento amostrado em termos de área basal por hectare.

#### 3.2.1.4.4. Área Basal (AB)

$$AB_i = \frac{C_i^2}{4\pi}$$

Em que:

$A_i$  = área basal individual da  $i$ -ésima espécie;

$C_i$  = circunferência da  $i$ -ésima espécie. Expressa, em  $m^2$ , quanto uma espécie ocupa numa unidade de área (geralmente 1 hectare).

#### 3.2.1.4.5. Índice de Valor de Cobertura (VC)

$$VC_i = DR_i + DoR_i; VC_i(\%) = \frac{VC_i}{2}$$

Em que:

$VC_i$  = índice do valor de cobertura da  $i$ -ésima espécie;

$DR_i$  = densidade relativa da  $i$ -ésima espécie;

$DoR_i$  = dominância relativa da  $i$ -ésima espécie.

Este parâmetro revela a importância de uma espécie " $i$ " dentro do povoamento ou parcela. É o somatório dos índices relativos de densidade e dominância das espécies amostradas, informando a importância ecológica da espécie em termos de distribuição horizontal, baseando-se, contudo, apenas na densidade e na dominância (MARANGON, 2011).

#### 3.2.1.4.6. Índice de Valor de Importância (VI)

$$VI_i = DR_i + DoR_i + FR_i; VI_i(\%) = \frac{VI_i}{3}$$

Em que:

$VI_i$  = índice do valor de importância da  $i$ -ésima espécie;

$DR_i$  = densidade relativa da  $i$ -ésima espécie;

$FR_i$  = frequência relativa da  $i$ -ésima espécie;

$DoR_i$  = dominância relativa da  $i$ -ésima espécie.

Este parâmetro representa a soma dos valores relativos de densidade, frequência e dominância das espécies presentes no povoamento (MUELER DOMBOIS & ELLENBERG, 1974).

Segundo Felfili e Rezende (2003) para se proceder à análise deste parâmetro, deve-se não só considerar os valores obtidos pelo somatório da densidade, frequência e dominância relativa da espécie, mas analisar esse valor junto a cada parâmetro que compõe sua fórmula isoladamente, caso contrário, pode-se estar cometendo um erro e/ou mascarando informações verídicas a respeito do grau de importância de cada espécie, comprometendo a sociologia, estrutura e ecologia da comunidade vegetal em estudo.

### 3.2.1.5. Análise de Agregação das Espécies

De acordo com Jankauskis (1990) o padrão de distribuição espacial de uma espécie é representado pela sua distribuição na área em estudo, em termos de frequência de ocorrência dentro das unidades amostrais coletadas. Uma vez que as comunidades vegetais são constituídas por um conjunto de variáveis com maior ou menor grau de inter-relação e com densidade absoluta (abundância) variável, desde comuns até raras, e dado que a maioria dos estudos fitossociológicos se baseia em análises florísticas provenientes de amostras de comunidades que se estudam, é importante conhecer algumas das características da vegetação vinculadas ao padrão espacial das espécies e à distribuição de frequências (CALIXTO JÚNIOR, 2009). O padrão de distribuição espacial dos indivíduos das espécies pode ser analisado por meio da estimativa de índices de agregação. Para verificar o padrão de distribuição espacial das espécies nas comunidades amostradas em estágio de sucessão inicial, intermediário e tardio utilizou-se o índice de agregação de Payandeh –  $P_i$  (PAYANDEH, 1970).

#### 3.2.1.5.1. Índice de Payandeh ( $P_i$ )

$$P_i = \frac{S_i}{M_i}; M_i = \frac{\sum_{j=1}^J n_{ij}}{u_t}; S_i^2 = \sum_{j=1}^J n_{ij}^2 - \left( \frac{\sum_{j=1}^J n_{ij}}{u_t} \right)^2$$

Em que:

$P_i$  = Índice de Payandeh para a  $i$ -ésima espécie;

$S_i^2$  = variância do número de árvores da  $i$ -ésima espécie;

$M_i$  = média do número de árvores da  $i$ -ésima espécie.

A classificação do padrão obedece à seguinte escala:

$P_i < 1$  : Distribuição aleatória ou não agrupamento;

$1 < P_i \leq 1,5$  : Tendência ao agrupamento;

$P_i > 1,5$  : Distribuição agregada ou agrupada.

### 3.2.1.6 Estrutura Diamétrica, Hipsométrica, Área da Projeção da Copa (AC) e Biomassa (B)

A análise das distribuições diamétricas foi realizada por meio de histogramas com grupo de classes de diâmetro a partir de 3 cm e com amplitude de classe de 3 cm, que corresponde ao valor mínimo de diâmetro adotado como critério de inclusão no inventário. De acordo com Arevalo *et al.* (2002) o diâmetro quadrático é uma maneira de calcular o diâmetro geral da árvore quando a mesma apresenta bifurcações que se iniciam a menos de 1,3 m de altura. O diâmetro quadrático das árvores com “n” ramificações foi obtido pela seguinte expressão, conforme Macdicken *et al.* (1991):

$$d = \sqrt{d_1^2 + d_2^2 + d_3^2 \dots d_n^2}$$

Em que:

d – diâmetro quadrático (cm);

di...n – diâmetro de cada ramificação (cm).

A caracterização da ocupação do espaço vertical também foi realizada através de histogramas, com classes de altura com amplitude de 1 m a partir de 2 m, correspondente à menor altura existente entre os indivíduos inventariados.

O cálculo da cobertura de copa foi feito utilizando o método de projeção das copas através da fórmula da área de uma elipse, que leva em consideração a maior medida longitudinal e transversal da copa em cada árvore ( $C_n$ ) (AMORIM *et al.*, 2005).

$$AC = \pi \cdot \frac{C_1}{2} \cdot \frac{C_2}{2}$$

Em que:

AC = área da projeção da copa;

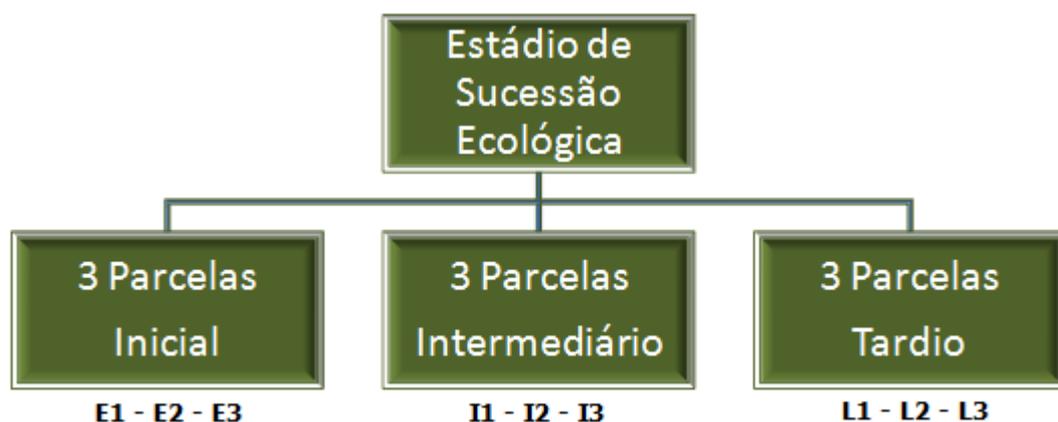
$C_1$  = maior medida longitudinal da copa;

$C_2$  = maior medida transversal da copa.

Para a estimativa da biomassa da parte aérea (B, kg), foram utilizadas as equações alométricas específicas e a equação geral propostas por Sampaio e Silva (2005), baseadas no DAP. Foram usadas as equações específicas para as espécies mensuradas no referido trabalho: *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan ( $B=0,2482 \text{ DAP}^{2,1628}$ ); *Aspidosperma pyriforme* Mart. ( $B=0,3675 \text{ DAP}^{1,8355}$ ); *Poecianella pyramidalis* Tul. ( $B=0,2365 \text{ DAP}^{2,1928}$ ); *Cereus jamacaru* DC. ( $B=0,001 \text{ DAP}^{3,2327}$ ); *Croton blanchetianus* Baill. ( $B=0,3569 \text{ DAP}^{1,8565}$ ); *Jatropha mollissima* (Pohl.) Baill. ( $B=0,197 \text{ DAP}^{1,8145}$ ); e *Mimosa tenuiflora* (Willd.) Poir. ( $B=0,3127 \text{ DAP}^{2,1183}$ ). Para as demais espécies foi utilizada a equação geral ( $B=0,173 \text{ DAP}^{2,2950}$ ).

### 3.2.1.7. Amostragem e Coleta de Dados para a Dinâmica Populacional de Mortalidade, Recrutamento e Crescimento

Na área de estudo foram realizados levantamentos fitossociológicos em abril de 2007, julho de 2010 e abril de 2013. Sendo três parcelas para cada estágio sucessionais (Figura 5).



**Figura 5.** Esquema representativo do método de parcelas em diferentes estádios sucessionais, Fazenda Tamanduá, Santa Terezinha, PB.

Para cada espécie foi obtido o número de indivíduos na primeira amostragem ( $N_0$ ), o número de indivíduos na amostragem seguinte ( $N_1$ ) no intervalo ( $t$  – em anos) nos dois intervalos de amostragem ( $t_0 = 2007 - 2010$  e  $t_1 = 2010 - 2013$ ), e o número de indivíduos que atingiu o DAP = 3 cm, ou seja, que ingressou ( $I$ ) na amostragem, no intervalo de tempo.

A dinâmica mortalidade foi analisada a partir dos indivíduos mortos que foram contabilizados e, por meio de seu número, identificados (Figura 6). Existiram três diferentes situações relatadas em campo: indivíduo morto em pé, indivíduo morto caído com a placa encontrada e indivíduo desaparecido. De acordo com Rossi *et al.* (2007) essa é a fórmula da função mais empregada para o cálculo da taxa de mortalidade:

$$m_e = \ln(N_0 / N_1) / t$$

Em que:

$\ln$  = logaritmo natural ou neperiano.

$N_0$  = número de indivíduos na primeira amostragem.

$N_1$  = número de indivíduos sobreviventes na amostragem seguinte  $t$  anos depois.



**Figura 6.** Indivíduo morto numerado e identificado. Fazenda Tamanduá, Santa Terezinha, Paraíba. Abril / 2012.

Os indivíduos que se estabeleceram na população de amostragem em cada levantamento foram medidos, numerados e mapeados. A taxa de recrutamento foi estimada conforme sugerido por Swaine *et al.* (1987):

$$i = \ln((N_0 + I) / N_0) / t$$

Em que:

$\ln$  = logaritmo natural ou neperiano.

$N_0$  = número de indivíduos na primeira amostragem.

$I$  = número de indivíduos que ingressou na amostragem no intervalo de tempo  $t$ .

De acordo com Martini (1996) para verificar se as populações apresentam um balanceamento entre as taxas de mortalidade e de recrutamento no intervalo de tempo, é necessário calcular a taxa de incremento populacional ( $r$ ), conforme a equação:

$$r = \ln(N_1 / N_0) / t$$

Em que:

$\ln$  = logaritmo natural ou neperiano.

$N_0$  = número de indivíduos na primeira amostragem.

$N_1$  = número de indivíduos sobreviventes na amostragem seguinte  $t$  anos depois.

De acordo com esta taxa, os valores de  $r = 0$ , indicam estabilidade populacional, valores de  $r > 0$  indicam aumento da população e  $r < 0$ , indicam declínio populacional.

Para verificar se a taxa de incremento populacional difere significativamente de zero, foi utilizado um teste de qui-quadrado com 1 grau de liberdade entre os valores observados em  $N_1$  e o valor esperado se  $r = 0$ , ou seja, o mesmo valor de  $N_0$ .

Foram realizadas análises de crescimento para uma melhor compreensão dos processos demográficos que estão ocorrendo nas populações nos diferentes estádios sucessionais. A taxa de crescimento foi definida pelo Incremento Periódico Anual (*IPA*), que expressa o crescimento médio anual em um determinado período (ENCINAS *et al.*, 2005). O *IPA* foi calculado para a variável área basal através da seguinte fórmula:

$$IPA = \frac{Tf - Ti}{n}$$

*IPA* = incremento periódico anual;

*Tf* = tamanho final;

*Ti* = tamanho inicial.

$n$  = intervalo do período ( $t$  - anos)

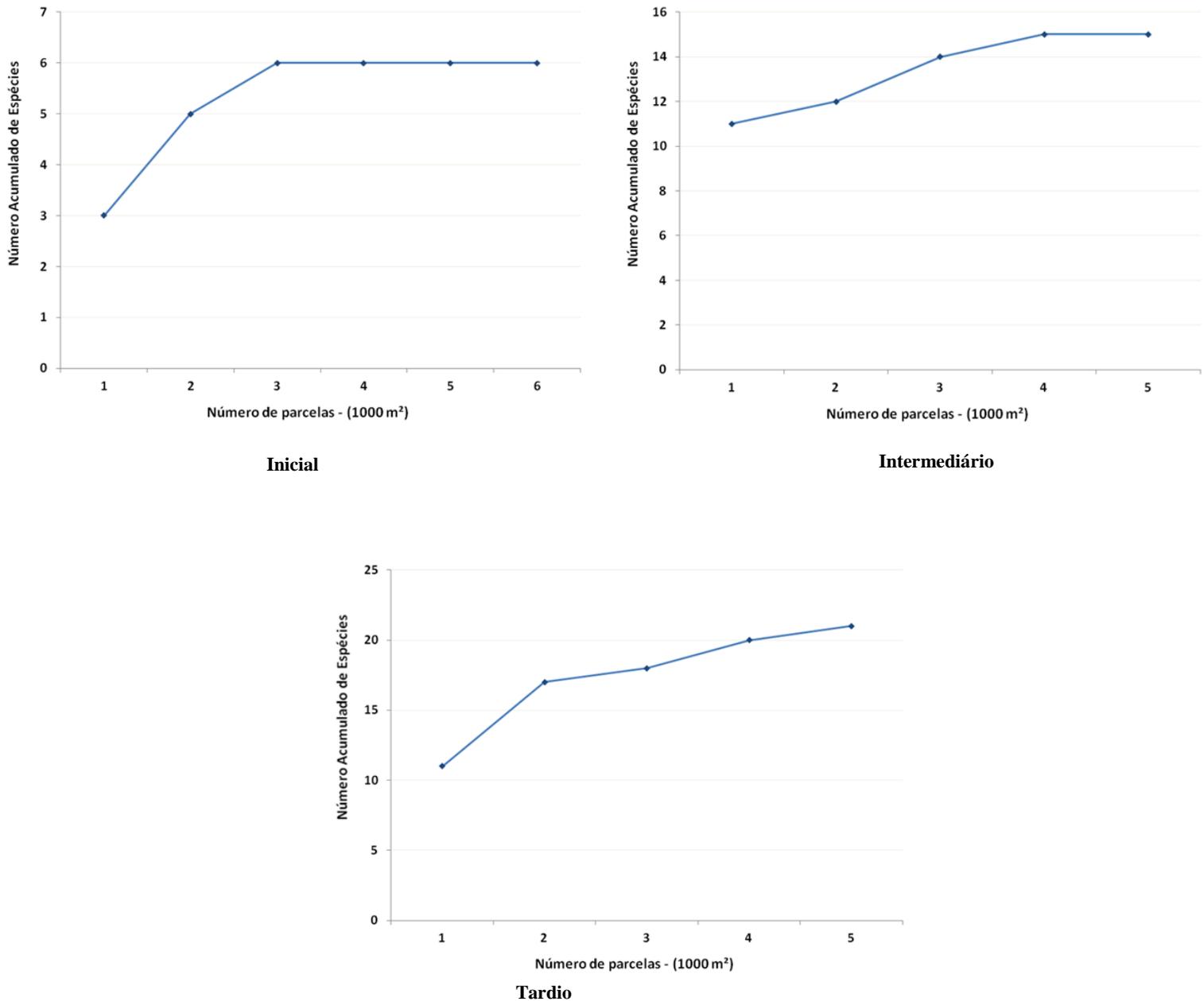
A partir das taxas de crescimento individuais foram calculadas as taxas médias em área basal para cada espécie nos três estádios de sucessão (Inicial, Intermediário e Tardio), nos dois intervalos de tempo  $t_0$  (2007– 2010) e  $t_1$  (2010 – 2013). As médias

foram comparadas através de análise de variância (ANOVA) com posterior teste de Tukey com nível de significância a 5%, no caso de se encontrar diferenças significativas. Foi utilizado o programa JMP Starter versão 8.

## **4.0. RESULTADOS E DISCUSSÃO**

### **4.1. Suficiência Amostral**

A suficiência amostral é um conceito utilizado em estudos florísticos e fitossociológicos para avaliar se a amostra utilizada contém uma representação adequada da comunidade vegetal em estudo (SCHILLING & BATISTA, 2008). A curva do coletor consiste na técnica que relaciona espécie-área, de grande importância na caracterização de comunidades vegetais, permitindo que se avalie a suficiência amostral do levantamento florístico, e assim, realizar inferências sobre o número necessário de amostras estabelecidas para o conhecimento da população (CASTRO, 1987; FELFILI & REZENDE, 2003). A Figura 7 apresenta a curva do coletor de cada estágio sucessional.



**Figura 7.** Representação gráfica da suficiência amostral pelas curvas do coletor por estágio sucessional inicial, intermediário e tardio.

É apresentado comumente aumento elevado do número de espécies por área no início das unidades amostrais pela curva demonstrativa da suficiência amostral, sendo subsequentemente estabilizada, em forma de platô, do qual, mesmo com o aumento da área amostral, não ocorrerá inclusão de novas espécies, admitindo desta forma que a amostra foi suficiente para representar a fitodiversidade da área.

Analisando-se a curva do coletor apresentada na Figura 7, para os estádios de sucessão inicial e intermediário, constata-se que o número de parcelas foi suficiente para representar a composição florística presente, devido à ocorrência do ascendente

número de espécies por área nas primeiras unidades amostrais e posterior estabilização, consequência do não ingresso de novas espécies a partir da terceira e quarta parcela, respectivamente, para as comunidades inicial e intermediária (3000 m<sup>2</sup> e 4000 m<sup>2</sup>).

Para o estágio sucessional tardio, a curva de acumulação de espécies não tendeu a estabilização e formação de platô, surgindo novas espécies até mesmo na última unidade amostral, demonstrando desta forma maior heterogeneidade da cobertura vegetal e maior diversidade em relação aos estádios inicial e intermediário, o que indica a necessidade de maior quantidade de unidades amostrais para conceber melhor essas áreas em estágio de sucessão mais avançado.

No entanto, de acordo com Carvalho *et al.* (2010), o fato de que em comunidades vegetais de caatinga mais conservada as espécies de distribuição comumente raras sempre surgirão, evidenciaria não insuficiência amostral e sim a confirmação de que esse fenômeno ocorre em vegetação mais preservada.

Guedes (2010), em pesquisa realizada na área de Reserva Legal da Fazenda Tamanduá verificou a suficiência em área amostral de 3200 m<sup>2</sup>. Em levantamento realizado na Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) da Fazenda Tamanduá por Araújo (2007), ocorreu o ingresso de novas espécies até 8000 e 8500 m<sup>2</sup>, respectivamente, a partir daí tendeu a se estabilizar.

#### **4.2. Composição Florística**

A vegetação amostrada foi de 1.588 indivíduos, pertencente a 22 espécies, 22 gêneros e 13 famílias. Considerando o hábito das 22 espécies encontradas, 77% são consideradas arbóreas e 23% arbustivas (Tabela 1). Deste montante, 343 indivíduos, distribuídos em 3 famílias e 6 espécies encontravam-se em comunidade inicial de sucessão. Na comunidade em estágio intermediário foram amostrados 545 indivíduos, pertencentes a 10 famílias e 15 espécies. No estágio tardio foram amostrados 700 indivíduos, distribuídos em 12 famílias e 21 espécies.

**TABELA 1.** Relação das famílias e espécies encontradas na região amostrada, Fazenda Tamanduá/Santa Terezinha-Paraíba, com os respectivos nomes científicos, nomes populares, hábito e estágio de sucessão ecológica da área onde foram localizadas. **E** = inicial, **I** = intermediário, **L** = tardio.

FAMÍLIAS/ESPÉCIES	NOME POPULAR	HÁBITO	ESTÁDIO DE SUCESSÃO ECOLÓGICA		
			E	I	L
<b>Anacardiaceae</b> <i>Myracrodruon urundeuva</i> Fr. All.	Aroeira	Arbóreo		X	X
<b>Apocynaceae</b> <i>Aspidosperma pyriforme</i> Mart.	Pereiro	Arbóreo		X	X
<b>Bignoniaceae</b> <i>Tabebuia impetiginosa</i> (Mart. ex DC) Standl.	Ipê-roxo	Arbóreo		X	
<b>Bombacaceae</b> <i>Pseudobombax marginatum</i> (St.Hill., Juss. & Camb.) A. Robyns	Embiratanha	Arbóreo			X
<b>Burseraceae</b> <i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J.B. Gillett	Imburana	Arbóreo		X	X
<b>Cactaceae</b> <i>Cereus jamacaru</i> P. (DC).	Mandacarú	Arbóreo	X	X	X
<b>Capparaceae</b> <i>Cynophalla flexuosa</i> (L.) J. Presl.	Feijão-bravo	Arbustivo		X	X
<b>Cochlospermaceae</b> <i>Cochlospermum insigne</i> St.Hill.	Algodão-bravo	Arbóreo			X
<b>Combretaceae</b> <i>Combretum leprosum</i> Mart.	Mofumbo	Arbustivo		X	X
<b>Erythroxylaceae</b> <i>Erythroxylum pungens</i> O. E. Schulz	Rompe-Gibão	Arbustivo		X	X
<b>Euphorbiaceae</b>					

<i>Cnidoscolus quercifolius</i> Pax & K. Hoffm.	Faveleira	Arbóreo			X
<i>Croton blanchetianus</i> Baill.	Marmeleiro	Arbustivo	X	X	X
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong.	Pau-leite	Arbóreo			X
<i>Jatropha mollissima</i> (Pohl.) Baill.	Pinhão-bravo	Arbustivo			X
<b>Fabaceae</b>					
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	Angico	Arbóreo		X	X
<i>Amburana cearensis</i> (Allemão) A.C. Smith	Cumarú	Arbóreo			X
<i>Bauhinia cheilantha</i> (Bong.) Steud.	Mororó	Arbóreo	X	X	X
<i>Caesalpinia ferrea</i> Mart. ex. Tul.	Jucá	Arbóreo	X	X	X
<i>Mimosa tenuiflora</i> Benth	Jurema-preta	Arbóreo	X	X	X
<i>Poincianella pyramidalis</i> Tul. L. P. Queiroz	Catingueira	Arbóreo	X	X	X
<i>Piptadenia stipulacea</i> (Benth.) Ducke	Jurema-branca	Arbóreo		X	X
<b>Rhamnaceae</b>					
<i>Ziziphus joazeiro</i> Mart.	Juazeiro	Arbóreo			X

No componente arbóreo ocorreram 17 espécies, distribuídas em 19 famílias, com destaque para Fabaceae e Euphorbiaceae, consideradas as famílias de maior riqueza neste componente, a primeira apresentando sete espécies e a segunda três. As demais famílias contribuíram com apenas uma espécie. No componente arbustivo ocorreram cinco espécies, distribuídas em quatro famílias. Euphorbiaceae com duas espécies de arbustos, e Capparaceae, Combretaceae e Erythroxylaceae com apenas uma espécie de arbusto cada.

As famílias Fabaceae e Euphorbiaceae foram as mais representativas em toda área estudada em número de espécies. Fabaceae com sete espécies e Euphorbiaceae com quatro espécies, totalizando 50% dos táxons. As demais famílias contribuíram com apenas uma espécie. Quanto ao número de indivíduos, estas duas famílias detiveram 82,68% dos indivíduos amostrados em toda área de estudo, com destaque para Fabaceae 1051 indivíduos (66,18%).

Vários estudos em diferentes tipologias de caatinga também evidenciam que estas famílias botânicas são peculiares e as mais representativas tanto em números de gêneros e espécies quanto em número de indivíduos nessas formações: (RODAL, 1992),

(ARAÚJO *et al.*, 1998), (PEREIRA *et al.*, 2001), (DRUMOND *et al.*, 2002), (RODAL & NASCIMENTO, 2002), (LEMOS & RODAL, 2002), (ALCOFORADO-FILHO *et al.*, 2003), (PEREIRA *et al.*, 2003), (AMORIM *et al.*, 2005) (ANDRADE *et al.*, 2005), (LACERDA *et al.*, 2005), (GOMES *et al.*, 2006), (LEMOS, 2006), (BARBOSA *et al.*, 2007), (FABRICANTE & ANDRADE, 2007), (RODAL *et al.*, 2008), (COSTA *et al.*, 2009), (MARANGON, 2011) e (SILVA *et al.*, 2012). De acordo com Queiroz *et al.* (2006), entre as famílias com maior riqueza de espécies, Fabaceae apresenta importância preponderante.

O número de espécies amostradas (22) encontra-se dentro do intervalo verificado em outros trabalhos realizados em caatinga na Depressão Sertaneja Setentrional, e em áreas próximas ao local de estudo, os quais variaram de 15 a 34 espécies (AMORIM *et al.*, 2005; SILVA, 2005; CAMACHO & BAPTISTA, 2005; SANTANA & SOUTO, 2006; ARAUJO, 2007; FABRICANTE & ANDRADE, 2007; CALIXTO-JÚNIOR, 2009; GUEDES, 2010; PIANA *et al.*, 2010).

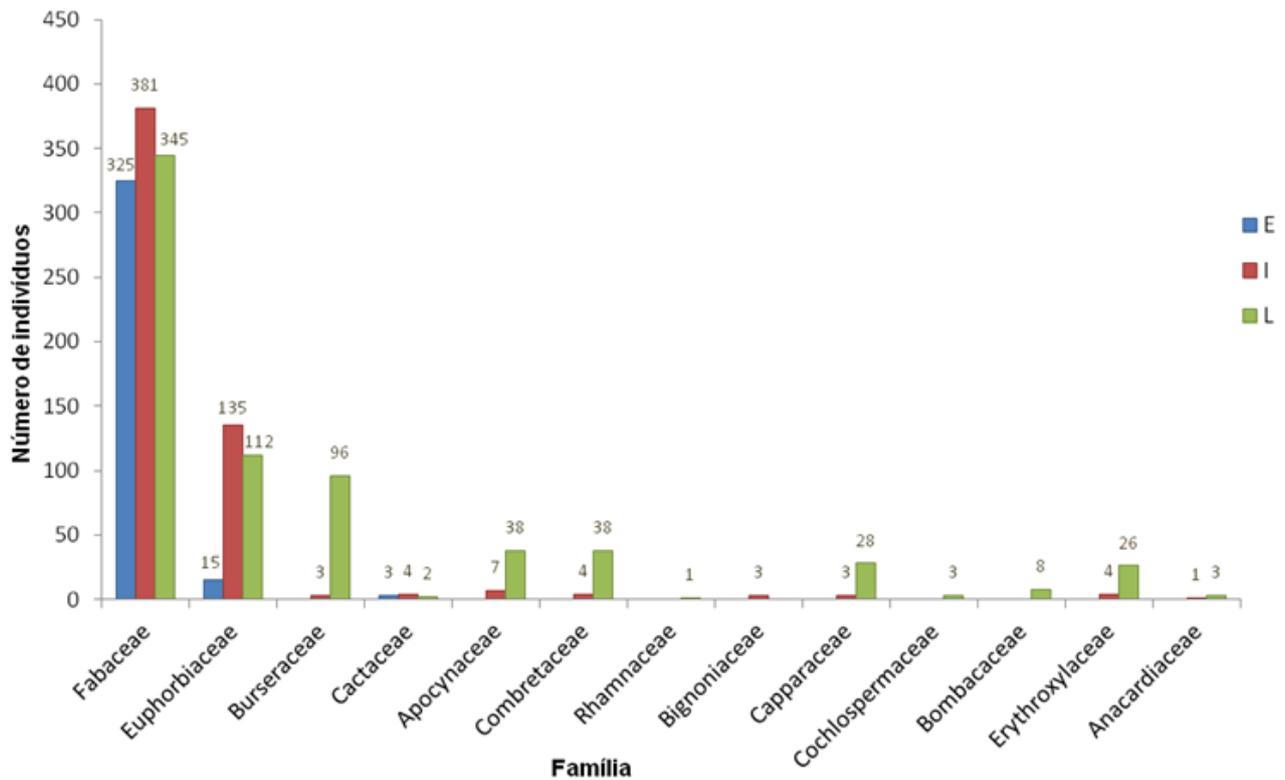
Observando a Figura 8, verificamos que na comunidade em estágio de sucessão inicial ocorreram apenas três famílias, Fabaceae representou 94,75% dos indivíduos amostrados (325 indivíduos). A família Euphorbiaceae contribuiu com apenas 15 indivíduos (4,37%), e a família Cactaceae com três indivíduos (0,87%). Foram constatadas dez famílias na comunidade em estágio intermediário, com destaque para Fabaceae (381 indivíduos - 69,9%) e Euphorbiaceae (135 indivíduos - 24,77%). Oito famílias representaram 5,32% da quantidade de indivíduos amostrados neste estágio. Na comunidade tardia ocorreram 12 famílias, com destaque para três, Fabaceae (345 indivíduos - 49,28%), Euphorbiaceae (112 indivíduos - 16%) e Burseraceae (96 indivíduos - 13,7%). Nove famílias representaram 21% dos indivíduos amostrados nesta comunidade.

A família Fabaceae predominou nos três estágios sucessionais na quantidade de indivíduos, enquanto que Euphorbiaceae apresentou a segunda composição em número de indivíduos nos três estágios. Relevantemente, a família Euphorbiaceae apresentou significativa contribuição no percentual de indivíduos no estágio intermediário. Nas comunidades amostradas em estágio tardio, além de Euphorbiaceae e Fabaceae, outras famílias apresentaram considerável contribuição na quantidade de indivíduos como Burseraceae, Apocynaceae, Combretaceae, Capparaceae e Erythroxylaceae, apesar de apresentarem apenas uma espécie. As famílias Apocynaceae e Burseraceae também foram representadas por apenas uma espécie em outras áreas de Caatinga (PEREIRA *et*

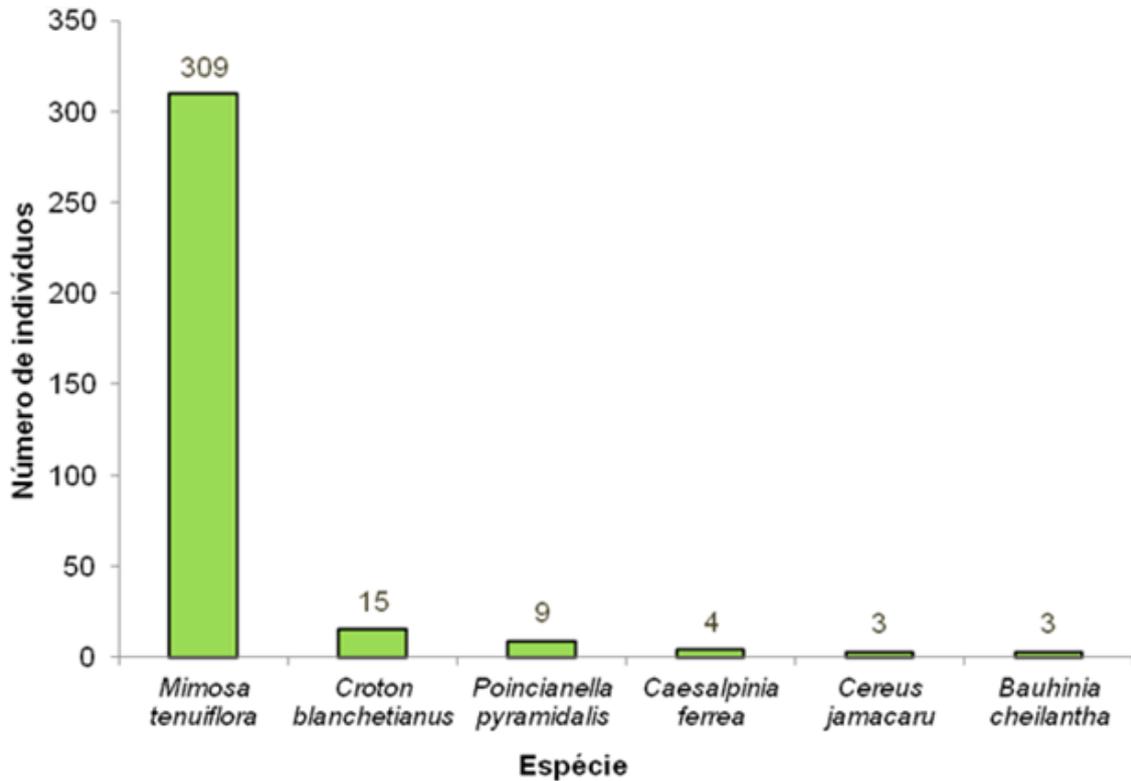
*al.*, 2002; SANTANA & SOUTO, 2006; LACERDA *et al.*, 2005; ANDRADE *et al.*, 2005; ANDRADE *et al.*, 2009).

Todos os gêneros possuem somente uma espécie (Tabela 1). A exemplo de outros levantamentos na caatinga, estes resultados definem a tendência da vegetação na Depressão Setentrional em apresentar baixa diversidade dentro dos táxons. (ARAUJO *et al.*, 1995; NASCIMENTO *et al.*, 2003; ALMEIDA-NETO, 2008; PIANA *et al.*, 2010).

Foi registrada a menor riqueza de espécies na comunidade em estágio inicial de sucessão, apenas seis (Figura 9). De acordo com Magurran (1989) na fase inicial da regeneração secundária da vegetação, um número relativamente reduzido de espécies ocupa nichos muito extensos no ecossistema. Em contraste, nos estádios mais avançados, observa-se em muitos casos o número relativamente grande de espécies reparte grande número de nichos, que são mais reduzidos. *Mimosa tenuiflora* (Fabaceae) foi a mais abundante nesta comunidade com 309 indivíduos, correspondendo a 90,08% do total amostrado. Esta espécie é uma típica pioneira e colonizadora de áreas em sucessão secundária inicial, além de ser indicadora de áreas recentemente perturbadas, sendo comum no início do processo de regeneração natural, mas que ao longo do processo reduz a sua densidade (MAIA, 2004; CALIXTO JÚNIOR, 2009). Araujo Filho e Carvalho (1996) apontam a perda de competitividade desta espécie com o passar do tempo na comunidade, diminuindo assim, o número de indivíduos jovens.



**Figura 8.** Relação das famílias botânicas com os respectivos números de indivíduos, em estágio inicial (E) de sucessão secundária, intermediário (I) e tardio (L). Fazenda Tamanduá, município de Santa Terezinha (PB).



**Figura 9.** Relação das espécies com respectivos números de indivíduos, em estágio inicial de sucessão secundária. Fazenda Tamanduá, município de Santa Terezinha (PB).

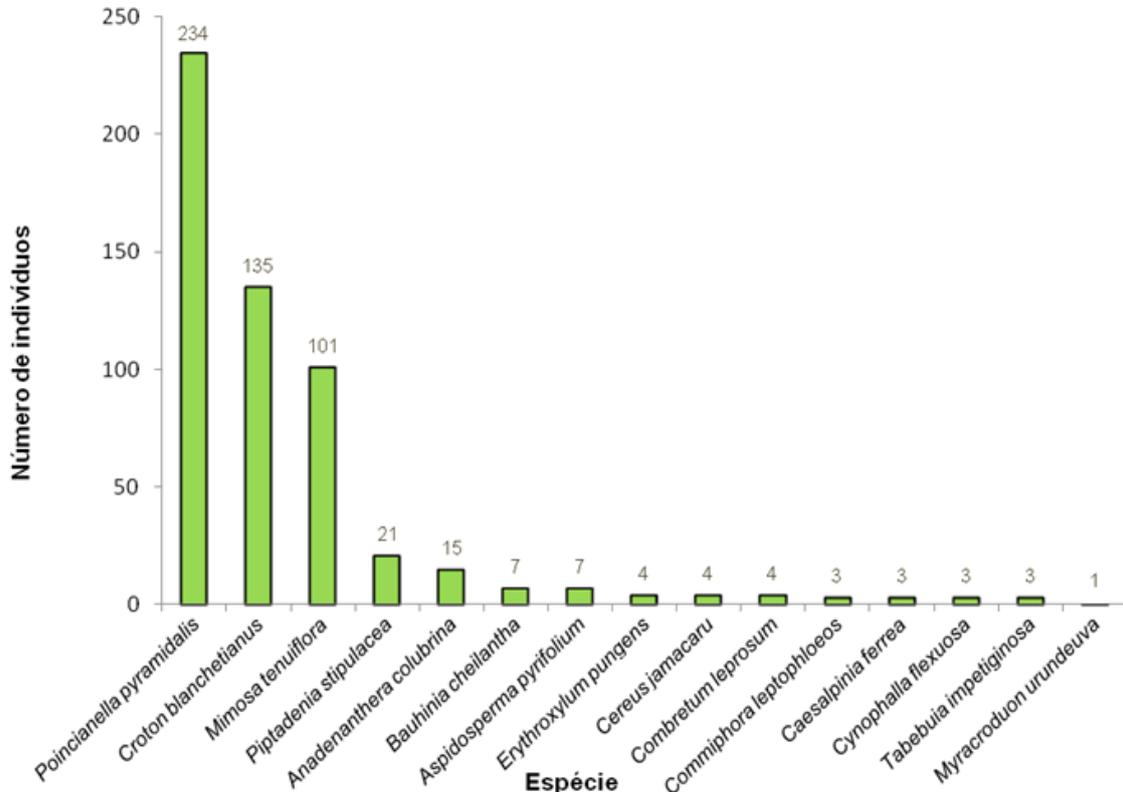
No estágio de sucessão intermediário foi apresentada maior quantidade de espécies em relação ao estágio inicial (Figura 10). Das quinze espécies presentes neste estágio, três sobressaíram em abundância, respectivamente, *Poincianella pyramidalis* apresentou 234 indivíduos, 42,93% do total amostrado, *Croton blanchetianus*, com 135 indivíduos, correspondendo a 24,77%, e *Mimosa tenuiflora*, contribuindo com 101 indivíduos, 18,53% do total amostrado. Importante ressaltar que doze espécies representaram apenas 13,76% dos indivíduos amostrados neste estágio sucessional.

Espécies de estágios de sucessão mais avançados, como *Caesalpinia ferrea*, apresentam-se no ambiente em número reduzido de indivíduos, sendo esta uma característica deste grupo de espécies, nas quais demandam condições e recursos diferenciados (CARVALHO *et al.*, 2010). Além disso, foi observado o surgimento de novas espécies no estágio intermediário, apresentando uma densidade mais expressiva, refletindo assim, uma resposta à diminuição do nível de perturbação. Muitas dessas espécies têm ampla distribuição nas florestas estacionais brasileiras, como *Anadenanthera colubrina*, *Myracrodruon urundeuva* e *Tabebuia impetiginosa* (PRADO & GIBBS, 1993; ARAÚJO & HARIDASAN, 1997; ALCOFORADO-FILHO *et al.*, 2003).

Entretanto, foi apresentada alta abundância de espécies iniciais (*Poincianella pyramidalis*, *Croton blanchetianus* e *Mimosa tenuiflora*), o que põe em dúvida a efetividade do processo de regeneração natural ao longo do tempo neste ambiente, visto que, *Croton blanchetianus* também é uma espécie típica e colonizadora de ambientes que sofre ação antrópica, na qual demonstra tolerância a elevados níveis de perturbação e produz grande quantidade de sementes, cuja dispersão acontece de forma fácil, tanto no momento da deiscência dos frutos quanto posteriormente, através de vetores biológicos (HARDESTY *et al.*, 1988; PEREIRA *et al.*, 1989; SAMPAIO *et al.*, 1998). Estas características fazem da espécie uma pioneira típica da caatinga, que tende a dominar os primeiros estágios regenerativos da vegetação, aparecendo, portanto, como uma das espécies mais comum nas áreas sob grandes perturbações (PEREIRA *et al.*, 2001). *Poincianella pyramidalis*, apesar do crescimento no estágio inicial relativamente pequeno, possui uma forte resistência à seca e uma boa capacidade de competição por luz, tornando-se uma das espécies dominantes nas etapas posteriores do processo de regeneração (AURINO, 2007). O comportamento apresentado por *P. pyramidalis* no presente trabalho foi semelhante ao estudo realizado por Aurino (2007) no Seridó paraibano.

Em outros trabalhos *P. pyramidalis* também foi apontada como uma das espécies mais frequentes (ALCOFORADO-FILHO *et al.*, 2003; ANDRADE *et al.*, 2005; SILVA, 2005; SANTANA & SOUTO, 2006; ARAUJO, 2007; FABRICANTE & ANDRADE, 2007), sendo considerada por Sampaio (1996) a mais frequente nos levantamentos de caatinga. Segundo Cardoso & Queiroz (2007) *P. pyramidalis* é encontrada tanto sobre solos do embasamento cristalino como sobre os das superfícies arenosas sedimentares. Em trabalho de Fabricante *et al.* (2009) foi evidenciado as características ecológicas apresentadas pela espécie, na qual apresenta adaptação a ambientes xéricos e degradados.

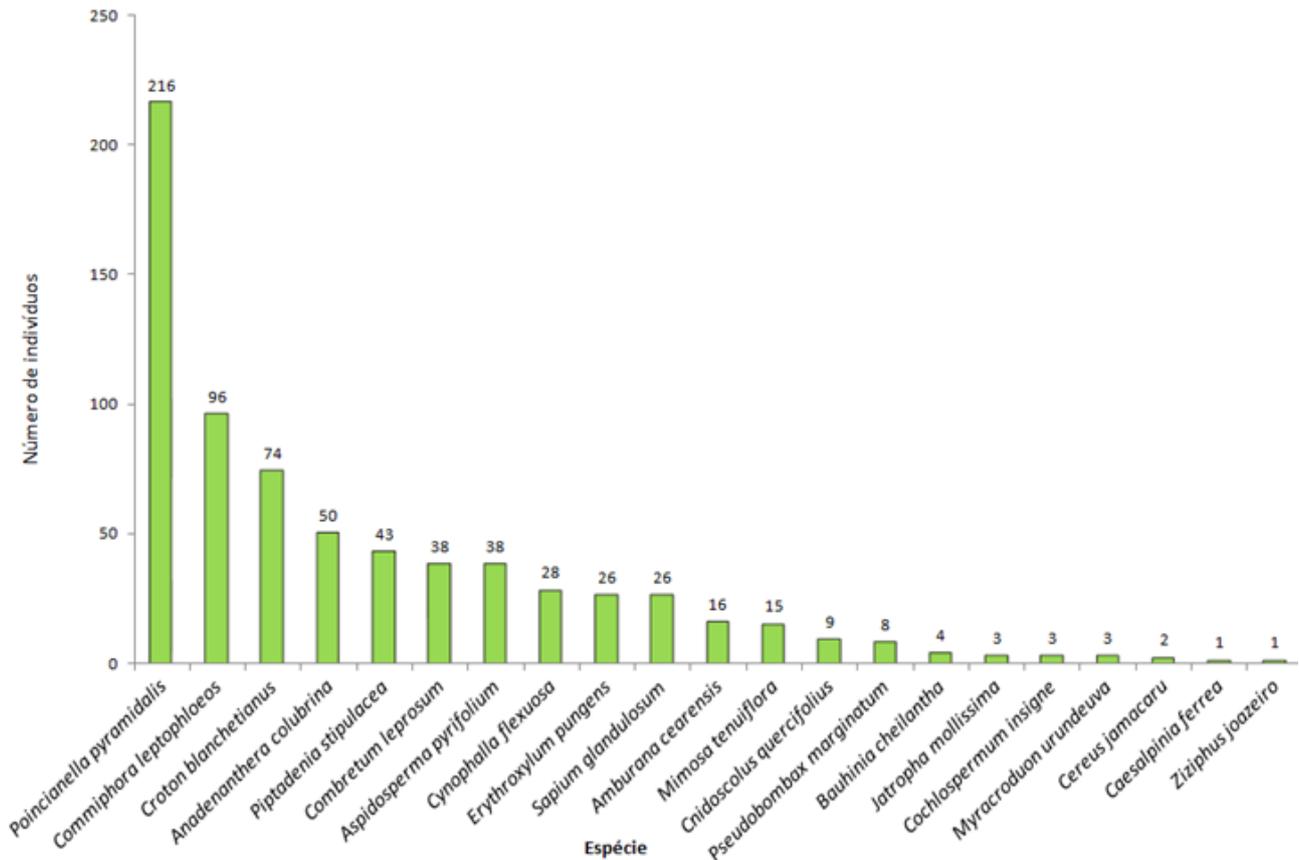
As espécies *Poincianella pyramidalis*, *Croton blanchetianus* e *Mimosa tenuiflora* foram as espécies dominantes no estágio intermediário de sucessão. Isto demonstra que, mesmo sendo conservadas atualmente, com cerca de 40 anos em processo de regeneração, estas áreas apresentam elevado grau no histórico de perturbação, tendo como espécies dominantes pioneiras muito comuns (SAMPAIO *et al.*, 1996; SAMPAIO *et al.*, 1998), o que pode ser reflexo da intensidade e tipos de usos anteriores, como na realização de corte raso para implantação de agricultura itinerante.



**Figura 10.** Relação das espécies com respectivos números de indivíduos, em estágio intermediário de sucessão secundária. Fazenda Tamanduá, município de Santa Terezinha (PB).

Na comunidade em estágio tardio de sucessão ocorreu a maior riqueza de espécies. *Poincianella pyramidalis* foi a mais representativa com 216 indivíduos amostrados, correspondendo a 30,85% do total. Em seguida, *Commiphora leptophloeos* e *Croton blanchetianus* contribuíram respectivamente com 96 (13,71%) e 74 (10,57%) indivíduos (Figura 11). Nove espécies contribuíram em abundância de forma mais reduzida, variando entre 50 (7,14%) e 15 (2,14%) indivíduos, e outras nove espécies contribuíram com 34 indivíduos, equivalente a 4,85% do total amostrado.

De acordo com Andrade *et al.* (2005) a presença de algumas famílias pode indicar o estado de conservação da flora de determinados ambientes, uma vez que são raramente encontradas em ambientes fortemente antropizados por não serem adaptadas a colonizá-los, sendo mais comumente encontradas em áreas de caatinga mais protegidas ou bem conservadas. Algumas dessas famílias estão presentes nos fragmentos em estágio de tardio de sucessão, como é o caso de Anacardiaceae, Burseraceae e Capparaceae, representadas respectivamente pelos táxons *Myracrodruon urundeuva*, *Commiphora leptophloeos* e *Cynophalla flexuosa*, indicando que essas áreas estão em processo de regeneração avançado.



**Figura 11.** Relação das espécies com respectivos números de indivíduos, em estágio tardio de sucessão. Fazenda Tamanduá, município de Santa Terezinha (PB).

Considerando as 15 parcelas analisadas, três espécies ocorreram apenas em uma delas, todas nas áreas mais preservadas. *Sapium glandulosum* com 26 indivíduos amostrados, *Ziziphus joazeiro* e *Cochlospermum insigne* com apenas um e três indivíduos, respectivamente, mostrando que essas espécies podem ser raras na área. Entretanto, tal afirmação não é fácil, de acordo com Santana e Souto (2006) para se afirmar que uma determinada espécie é rara na população levantada deve-se considerar o esforço amostral e os critérios de inclusão, além do histórico da área.

Alguns trabalhos foram desenvolvidos na Depressão Sertaneja de Patos, em específico na Fazenda Tamanduá. No levantamento feito por Araújo (2000), em uma área de reserva particular do patrimônio natural (RPPN), foram constatadas 17 famílias botânicas e 25 espécies. Posteriormente, Araújo (2007) na mesma RPPN, levantou 15 famílias e 27 espécies. Souza (2010), em nove das quinze parcelas do presente estudo, encontrou 17 espécies pertencendo a 12 famílias. Piana *et al.* (2010), em levantamento realizado em três das cinco parcelas em estágio tardio deste estudo, encontraram 11

famílias e 16 espécies. Guedes *et al.* (2010), em área de Reserva Legal, encontraram 21 espécies distribuídas em 11 famílias.

Segundo Piana *et al.* (2010) a caatinga presente na Depressão de Patos é mais pobre em espécies que a maioria das áreas de caatinga. Segundo o autor essa pobreza pode ser explicada pela irregularidade da distribuição de chuvas e pela pouca profundidade do solo, em média 40 cm.

#### 4.3. Diversidade Florística

Para se determinar a diversidade florística de uma área deve-se levar em consideração o componente riqueza ou variedade de espécies por unidade de espaço e a abundância relativa ou repartição do número de indivíduos por espécie (GUREVITCH *et al.*, 2009).

De acordo com Magurran (2004) a riqueza de espécies geralmente é padronizada por meio de um índice de riqueza. Os índices de riqueza consistem, essencialmente, na divisão do número de táxons observados numa amostra pelo número de indivíduos (WILSEY *et al.*, 2005). Os índices de Shannon-Wiener e Simpson, que levam em consideração a repartição de espécies, são bastante utilizados em estudos florísticos. O índice de Shannon-Wiener é também moderadamente independente do tamanho da amostra, o que facilita o comparativo de diversidade entre áreas (CARVALHO, 2010).

O coeficiente de mistura de Jentsch (QM) (HOSOKAWA, 1988) fornece uma ideia geral da composição florística da floresta, pois, indica em média, o número de árvores de cada espécie que é encontrado no povoamento, permitindo assim a análise preliminar das condições de mistura das espécies. Dessa forma, têm-se um fator para medir a intensidade de mistura das espécies e os possíveis problemas de manejo, dada as condições de variabilidade de espécies (JARDIM, 1985).

De acordo com os dados listados na Tabela 2 o índice de diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ ) foi de 2,09 para a área total. Esse valor é semelhante aos valores encontrados em outros trabalhos realizados em ecossistemas de caatinga, os quais variaram de 1,50 a 3,10 (FONSECA, 1991; ARAÚJO FILHO *et al.*, 1995; RODAL *et al.*, 1998; PEREIRA *et al.*, 2002; ALCOFORADO FILHO *et al.*, 2003; ANDRADE *et al.*, 2005; SANTANA & SOUTO, 2006). Comumente, os índices de diversidade para a caatinga são inferiores quando comparados com outros tipos de formações vegetacionais devido às condições climáticas desfavoráveis da região do Semiárido,

como; pluviometria escassa e irregular, temperaturas médias anuais elevadas, além de limitações de solos e fatores relacionados a históricos de perturbação (PERREIRA, 2000; ANDRADE *et al.*, 2005; CARVALHO, 2010).

**TABELA 2:** Valores dos índices de riqueza de espécies (RE), riqueza de gêneros (RG), riqueza de famílias (RF), coeficiente de mistura de Jentsch (QM), diversidade de Shannon-Wiener (H'), equabilidade de Pielou (J') e de dominância de Simpson (C) para área total e estádios sucessionais: inicial, intermediário e tardio. Remanescentes de caatinga na Fazenda Tamanduá, Santa Terezinha, Paraíba.

Índices	Área Total	Inicial	Intermediário	Tardio
RE*	2,98	1,02	2,38	3,20
RG*	2,98	1,02	2,38	3,20
RF*	1,76	0,51	1,58	1,83
QM	0,013	0,017	0,027	0,030
H' *	2,09	0,46	1,59	2,33
J' *	0,67	0,25	0,58	0,76
C *	0,81	0,18	0,71	0,85

\*Diferença significativa ( $P < 0,05$ ) pelo Teste t de Student para os estádios sucessionais inicial, intermediário e tardio.

Para os estádios sucessionais o comportamento da diversidade deu-se de maneira ascendente do estágio inicial para o estágio tardio de sucessão (Tabela 2), destacando-se o estágio tardio com índices superiores à área total. Sobre este aspecto Rodrigues *et al.* (2004) ressaltaram que em áreas abandonadas através do estabelecimento do processo de sucessão secundária, a composição florística vai se modificando e a comunidade se vai tornando cada vez mais diversificada.

Foram registradas diferenças significativas pelo Teste t ( $p < 0,05$ ) entre às áreas nos diferentes estádios de sucessão em relação à riqueza, dominância, diversidade e a equabilidade.

O baixo índice de Shannon- Wiener (H') estimado para as comunidades em estágio inicial de sucessão (0,46 nats/ind) confirma a pouca diversidade de espécies nas áreas em questão, justificando-se ao histórico de intervenção antrópica das áreas. É interessante salientar que quanto maior for o valor de H' maior será a diversidade.

Os valores índice de Shannon-Wiener (H') para as comunidades em estágio intermediário e tardio encontram-se inseridos no intervalo descrito anteriormente para a maioria dos trabalhos realizados em vegetação de caatinga (FONSECA, 1991;

ARAÚJO *et al.*, 1995; RODAL *et al.*, 1998; PEREIRA *et al.*, 2002; ALCOFORADO FILHO *et al.*, 2003; ANDRADE *et al.*, 2005; SANTANA & SOUTO, 2006).

Andrade *et al.* (2005) em estudo de duas áreas no Cariri Paraibano, obteve índices de diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ ) de 1,51 e 1,43 nats/ind, valores também inferiores comparados a outros trabalhos.

Em comparação ao estágio sucessional tardio, Silva (2005) e Santana e Souto (2006) encontraram valores próximos, ambos na Estação Ecológica do Seridó (ESEC) no Rio Grande do Norte, com  $H'$  de 2,24 e 2,35 nats/ind respectivamente. Silva (2005) encontrou valor superior em caatinga no município de Condado, Paraíba, com  $H'$  de 2,45 nats/ind. Valores superiores também foram encontrados por Pereira *et al.* (2002), com  $H'$  de 2,99 nats/ind, em uma área com vegetação de transição ecológica entre os municípios de Areia e Remígio (PB).

O valor de  $H'$  estimado para as áreas em estágio sucessional tardio é um pouco inferior ao encontrado por Araújo (2007), que estudando a comunidade vegetal da Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) na mesma propriedade do presente estudo, obteve 2,37 nats/ind. Ressalta-se, no entanto, que a área amostrada neste estudo abrangeu variação de altitude entre 259 e 305 m, incluindo um serrote e setores de baixada. Desse modo, essa variedade de ambientes e o maior esforço amostral (9.600 m<sup>2</sup>) pode ter determinado o registro de mais espécies.

Guedes (2010) em trabalho realizado na área de Reserva Legal da Fazenda Tamanduá, com uma área amostral de 4.000 m<sup>2</sup>, encontrou índice  $H'$  de 2,54 nats/ind. Apesar da pequena área amostrada neste levantamento, foram acrescentadas duas novas espécies vegetais para área de estudo que não foram encontradas por Araújo (2007), *Allamanda blanchetii* (Apocynaceae) e a *Chloroleucon foliolosum* (Fabaceae), indicando a provável hipótese do surgimento de espécies de distribuição comumente raras em comunidades de caatinga mais preservada (CARVALHO, 2010).

O índice de equabilidade de Pielou ( $J'$ ) foi 0,67 para a área total (Tabela 2) (onde 1 representa a máxima equabilidade, ou seja, todas as espécies são igualmente abundantes). Para os estádios sucessionais inicial, intermediário e tardio os índices ( $J'$ ) foram 0,25, 0,58 e 0,76 respectivamente. As baixas equabilidades encontradas entre as espécies determinaram em menores índices de diversidades nas comunidades, nos diferentes estádios de sucessão. Na área em estágio inicial a baixa equabilidade foi fortemente influenciada pela alta densidade de *Mimosa tenuiflora*, que se fez presente em 100% das parcelas, apontando a baixa heterogeneidade florística desse componente

arbustivo-arbóreo. Para a área em estágio intermediário, além de ocorrer maior equabilidade com relação ao número de indivíduos por espécie, outras espécies também surgem no ambiente com maior quantidade de indivíduos, como *Croton blanchetianus*, e com maior desenvolvimento como *Poincianella pyramidalis*, *Piptadenia stipulaceae* e *Anadenanthera colubrina*, caracterizando uma área em transição de estágio sucessional.

Segundo Odum e Barrett (2007) as comunidades em estágios iniciais de desenvolvimento apresentam baixa riqueza de espécies e alta dominância, já comunidades vegetais mais desenvolvidas, ou em estágio sucessional avançado, apresentam maior riqueza de espécies e equabilidade entre o número de indivíduos/espécie.

Para as áreas em estágio tardio de sucessão, apesar do surgimento de novas espécies, inclusive de espécies de maior porte e desenvolvimento, houve o predomínio, como no estágio intermediário, de *Poincianella pyramidalis*. Outras espécies tanto secundárias quanto tardias também foram bastante conspícuas neste ambiente; *Piptadenia stipulaceae*, *Anadenanthera colubrina*, *Commiphora leptophloeos*, *Cynophalla flexuosa*, *Aspidosperma pyrifolium*, *Combretum leprosum*, *Sapium glandulosum* e *Erythroxylum pungens*.

O índice de riqueza taxonômica para espécies (RE) e gêneros (RG) encontrados para área total foi de 2,98 (Tabela 2). Em trabalhos realizados em áreas de vegetação caducifólia espinhosa o valor de RE apresentou variação de 0,8 a 5,5 (SAMPALIO *et al.*, 1996). Com relação aos estádios sucessionais, as áreas em sucessão tardia apresentaram maiores índices de riquezas em relação aos demais estádios, inclusive à área total. O índice de riqueza taxonômica para espécies (RE) e gêneros (RG) encontrados para as áreas em estágio de sucessão tardio foi de 3,20. O índice de riqueza para famílias (RF) na área total e estágio tardio foram considerados baixos quando comparados com outras áreas de caatinga. Fato este, que pode ser explicado devido a fatores principalmente no que diz respeito ao solo com perfil pequeno além de alta pedregosidade, condições climáticas desfavoráveis e fatores relacionados a históricos de perturbação das áreas. Araujo *et al.* (1995) encontraram valores para família variando de 1,83 a 2,17, enquanto Rodal (1992) encontrou valores variando de 1,79 a 2,60.

O coeficiente de mistura de Jentsch (QM) para a área total foi de 0,013 (Quanto mais próximo de 1 (um) o valor de QM, mais diversa é a comunidade) (Tabela 2). Para o estágio de sucessão inicial o coeficiente de mistura de Jentsch foi de 0,017; para o

estádio de sucessão intermediário 0,027 e para o estágio sucessional tardio o coeficiente de Jentsch foi de 0,030.

Os valores do índice de dominância de Simpson (C) foram de 0,18; 0,71 e 0,85 para os estádios inicial, intermediário e tardio, respectivamente, e de 0,81 para a área total, sendo que para valores próximos de 1 (um), a diversidade é considerada maior. Mendes Junior (2009) encontrou no município de Floresta – PE, em área que sofreu corte raso a 20 anos, um índice de Simpson de 0,8. Silva (2009) encontrou no agreste pernambucano, para uma área abandonada a cerca de 30 anos, valor de Simpson de 0,73. Calixto Júnior (2009) em estudo foi realizado em duas áreas de caatinga hiperxerófila em Petrolina, com cerca de 30 anos em processo de regeneração, encontrou índice de Simpson de 0,97 para uma que sofreu corte raso, e 0,96 para outra que sofreu corte seletivo e foi utilizada esporadicamente de pasto para alimentação de gado bovino. Guedes (2010) em estudo de fragmento que mantém sua cobertura vegetal nativa por cerca de 30 anos, na Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) da Fazenda Tamanduá, encontrou um índice de Simpson de 0,96.

Observa-se que em diferentes áreas de caatinga com períodos próximos de regeneração, a diversidade através dos seus índices, como o de Simpson, apresenta valores bastante distintos, decorrência da variedade dos fatores de solo, relevo, altitude e precipitação, assim como dos diferentes históricos de uso, que interferem nos processos e etapas da sucessão secundária. Santana e Souto (2006) salientam ainda que índices de diversidade e de riqueza taxonômica baixos, em áreas de caatinga do cristalino, pode ser resultado tanto do antropismo como das condições edafoclimáticas da área.

#### **4.4. Parâmetros Fitossociológicos**

##### **4.4.1. Estrutura Horizontal**

Foram amostrados 1588 indivíduos inventariados e distribuídos em 1,5 hectares, correspondendo a uma densidade total de 1058 ind.ha<sup>-1</sup> para a área total. Este valor é um pouco superior ao encontrado por Souza (2010), realizado em nove unidades amostrais do presente estudo (998 ind.ha<sup>-1</sup>), e inferior aos valores encontrados por Araújo (2007) na RPPN (1.175 ind.ha<sup>-1</sup>) e Guedes (2010) na Reserva Legal (1.622 ind.ha<sup>-1</sup>), ambos

pertencentes à Fazenda Tamanduá, Santa Terezinha, PB. Silva (2005) em Serra Negra do Norte, RN (1.437 ind.ha<sup>-1</sup>) e Andrade *et al.* (2005) em São João do Cariri, PB (1.471 ind.ha<sup>-1</sup>) também encontraram valores superiores a este estudo. A densidade total deste trabalho é bem inferior à grande parte dos trabalhos realizados em caatinga, o que pode ser explicado pela grande variabilidade de fisionomias das comunidades que se encontram em fases de regeneração distintas, e por diferenças nas pressões antrópicas exercidas por diferentes tipos de usos nas mesmas.

A análise dos parâmetros fitossociológicos à nível de estádios sucessionais diferencia em relação à avaliação da área total. As densidades totais para os estádios sucessionais foram de 686, 1090 e 1400 ind.ha<sup>-1</sup> para os estádios inicial, intermediário e tardio respectivamente. Excetuando-se as áreas em estádio tardio de sucessão, estes valores são inferiores à faixa (1104 a 3738 ind.ha<sup>-1</sup>) referida para outras áreas da caatinga *sensu stricto* (ALCOFORADO-FILHO *et al.*, 2003; FERRAZ *et al.*, 2003) amostradas com o mesmo critério de inclusão.

Segundo Nunes (2003) os valores de densidade e área basal das florestas tropicais variam muito com as condições de solo, água e luz, bem como entre estádios de regeneração. De acordo com Calixto Júnior (2009) florestas maduras geralmente apresentam maior número de árvores com áreas basais grandes, enquanto aquelas em estádios iniciais de regeneração formam grandes adensamentos de árvores finas.

Para análise das áreas em estádio inicial de sucessão, a espécie *Mimosa tenuiflora* representou mais de 67% do Valor de Importância Relativo (VI) (Tabela 3). A importância dessa espécie pode ser atribuída ao alto valor de densidade (618 ind.ha<sup>-1</sup>), além dos valores de dominância e frequência relativa. A referida espécie contribuiu com mais de 92% da área basal e apresentou expressivos valores de densidade e dominância relativas (90,08%) e (92,07%), respectivamente, gerando um Valor de Cobertura Relativo (VC) de 91,08%.

**TABELA 3:** Parâmetros fitossociológicos calculados para os indivíduos com CAP ≥ 3 cm, em estádio de sucessão inicial, Fazenda Tamanduá, Município de Santa Terezinha – PB. N° Ind. = Número de Indivíduos; AB = Área Basal (m<sup>2</sup>); DA = Densidade Absoluta; DR = Densidade Relativa (%); FA = Frequência Absoluta; FR = Frequência Relativa (%); DoA = Dominância Absoluta (m<sup>2</sup>/ha); DoR = Dominância Relativa (%); VC (%) = Valor de Cobertura Relativo; VI (%) = Valor de Importância Relativo.

Nome Científico	N° Ind.	AB	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	VC (%)	VI (%)
<i>Mimosa tenuiflora</i>	309	2,6631	618	90,08	100	19,23	5,3263	92,07	91,08	67,13
<i>Poincianella pyramidalis</i>	9	0,0812	18	2,62	100	19,23	0,1625	2,81	2,71	8,22
<i>Croton blanchetianus</i>	15	0,0681	30	4,37	100	19,23	0,1363	2,35	3,36	8,65

<i>Cereus jamacaru</i>	3	0,0593	6	0,87	60	11,53	0,1186	2,05	1,46	4,82
<i>Caesalpinia ferrea</i>	4	0,0128	8	1,16	80	15,38	0,0256	0,44	0,80	5,66
<i>Bauhinia cheilantha</i>	3	0,0075	6	0,87	80	15,38	0,0151	0,26	0,56	5,50
Total	343	2,8923	686	100	520	100	5,7846	100	100	100

Na área em estágio intermediário de sucessão apenas três espécies foram responsáveis por mais de 69% do Valor de Importância Relativo (VI) (Tabela 4); *Poincianella pyramidalis*, *Mimosa tenuiflora* e *Croton blanchetianus*, consideradas espécies iniciais no processo de desenvolvimento de comunidades vegetais na caatinga. Estas espécies detiveram mais de 86% dos indivíduos inventariados na comunidade, sendo também as espécies que apresentaram os maiores valores de dominância relativa (DoR). Somente a espécie *P. pyramidalis* (Catingueira), contribuiu com mais de 57% da área basal amostrada na área (2,20 m<sup>2</sup>).

Estas espécies são descritas como algumas de maiores destaques em relação ao número de indivíduos na maioria dos trabalhos realizados em áreas de caatinga (SAMPAIO *et al.*, 1996; ANDRADE *et al.*, 2005). *P. pyramidalis* e *M. tenuiflora* apresentam alta dominância por serem espécies de maior porte em relação ao *C. blanchetianus*, consistindo nas primeiras espécies arbóreas a colonizarem áreas em processo de regeneração (CARVALHO, 2010).

**TABELA 4:** Parâmetros fitossociológicos calculados para os indivíduos com CAP  $\geq$  3 cm, em estágio de sucessão intermediário, Fazenda Tamanduá, Município de Santa Terezinha – PB. N°Ind. = Número de Indivíduos; AB = Área Basal (m<sup>2</sup>); DA = Densidade Absoluta; DR = Densidade Relativa (%); FA = Frequência Absoluta; FR = Frequência Relativa (%); DoA = Dominância Absoluta (m<sup>2</sup>/ha); DoR = Dominância Relativa (%); VC (%) = Valor de Cobertura Relativo; VI (%) = Valor de Importância Relativo.

Nome Científico	N° Ind.	AB	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	VC (%)	VI (%)
<i>Poincianella pyramidalis</i>	234	2,2047	468	42,93	100	11,11	4,4095	57,47	50,20	37,17
<i>Mimosa tenuiflora</i>	101	0,8775	202	18,53	100	11,11	1,7551	22,87	20,70	17,50
<i>Croton blanchetianus</i>	135	0,3087	270	24,77	100	11,11	0,6175	8,04	16,40	14,64
<i>Piptadenia stipulacea</i>	21	0,0982	42	3,85	60	6,66	0,1964	2,56	3,20	4,36
<i>Anadenanthera colubrina</i>	15	0,0980	30	2,75	60	6,66	0,1961	2,55	2,65	3,99
<i>Cereus jamacaru</i>	4	0,0949	8	0,73	60	6,66	0,1899	2,47	1,60	3,29
<i>Aspidosperma pyrifolium</i>	7	0,0307	14	1,28	80	8,88	0,0615	0,80	1,04	3,65
<i>Caesalpinia ferrea</i>	3	0,0257	6	0,55	20	2,22	0,0515	0,67	0,61	1,14
<i>Bauhinia cheilantha</i>	7	0,0210	14	1,28	60	6,66	0,0420	0,54	0,91	2,83
<i>Commiphora leptophloeos</i>	3	0,0173	6	0,55	60	6,66	0,0347	0,45	0,50	2,55

<i>Tabebuia impetiginosa</i>	3	0,0168	6	0,55	40	4,44	0,0336	0,43	0,49	1,81
<i>Combretum leprosum</i>	4	0,0136	8	0,73	60	6,66	0,0272	0,35	0,54	2,58
<i>Cynophalla flexuosa</i>	3	0,0111	6	0,55	40	4,44	0,0222	0,29	0,42	1,76
<i>Myracrodouon urundeuva</i>	1	0,0090	2	0,18	20	2,22	0,0180	0,23	0,20	0,88
<i>Erythroxylum pungens</i>	4	0,0081	8	0,73	40	4,44	0,0163	0,21	0,47	1,79
Total	545	3,8360	1090	100	900	100	7,6721	100	100	100

Na comunidade em estágio tardio sete espécies detiveram mais de 67% do valor de importância relativa (VI); *Poincianella pyramidalis*, *Commiphora leptophloeos*, *Anadenanthera colubrina*, *Croton blanchetianus*, *Combretum leprosum*, *Piptadenia stipulacea* e *Aspidosperma pyriformium* (Tabela 5). Esta maior quantidade de espécies dividindo o VI na área sugere maior equabilidade quando comparada aos estádios inicial e intermediário. Dentre estas espécies de maior VI, destacam-se *C. leptophloeos*, *A. colubrina* e *P. stipulacea*, espécies arbóreas típicas de vegetação de caatinga mais conservada.

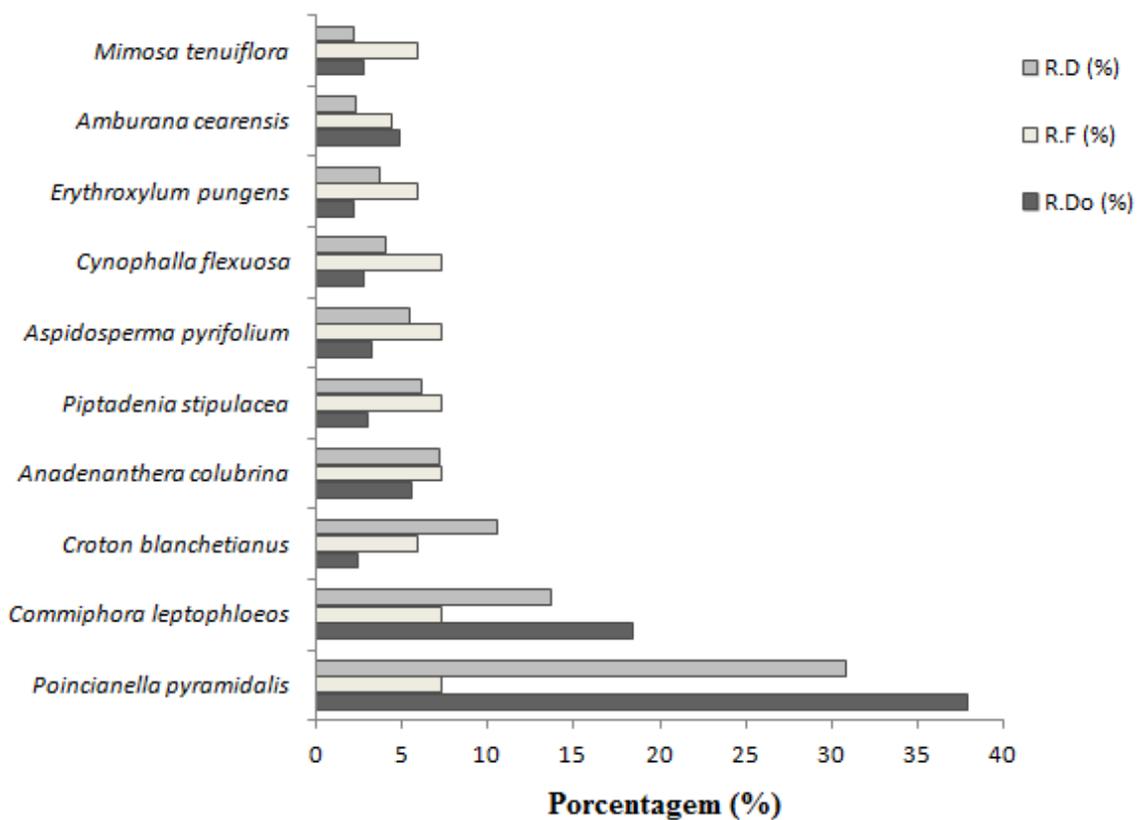
*P. pyramidalis* apresentou o maior VI (24,69%) no povoamento, em decorrência da grande abundância de sua população, com elevados valores de frequência (100%), densidade (30,85%) e dominância (37,87%), ou seja, apresenta-se amplamente distribuída nesta área de estudo. Vários autores têm relatado a importância desta espécie na caatinga. Geralmente nos levantamentos realizados é a espécie que aparece no topo das listas (RODAL, 1992; SAMPAIO *et al.*, 1996; ALCOFORADO-FILHO *et al.*, 2003; ARAÚJO, 2007).

*C. blanchetianus* também sempre se destaca entre as demais, principalmente com relação à densidade e frequência (SAMPALIO, 1996), o que indica que além de ser uma espécie abundante também apresenta ampla distribuição. Segundo Begon *et al.* (2007) o predomínio de uma espécie de pequeno porte, como no caso do *C. blanchetianus*, também pode estar demonstrando que a vegetação tende a ser arbustivo-arbórea, em oposição à ideia de ambiente antropizado e em estágio inicial de desenvolvimento.

Vale ressaltar ainda a espécie *Commiphora leptophloeos* na área em estágio de sucessão tardio, na qual apresentou o segundo maior VI, além de frequência absoluta de 100% e a segunda maior dominância absoluta (1,88 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>), caracterizando a

comunidade vegetal em análise com significativo grau de conservação, visto que essa é uma espécie típica de ambientes preservados de caatinga (ANDRADE *et al.*, 2005).

Das dez espécies com maior densidade relativa na comunidade em estágio tardio de sucessão, merecem destaque *Poincianella pyramidalis* com 30,85%, *Commiphora leptophloeos* 13,71%, *Croton blanchetianus* 10,57%, *Anadenanthera colubrina* 7,14% e *Piptadenia stipulacea* 6,14%, que contribuíram com mais de 68% em relação a este parâmetro na área (Figura 12), devido aos seus elevados números de indivíduos por hectare.

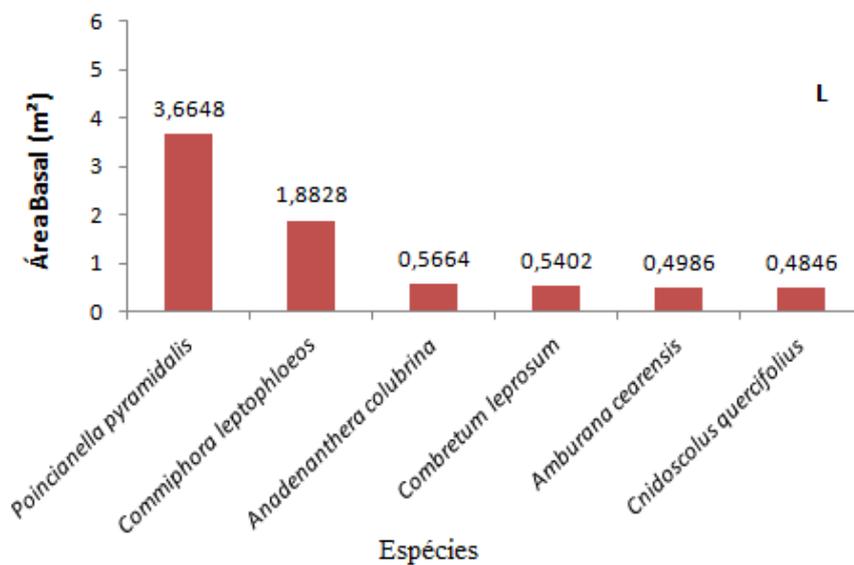
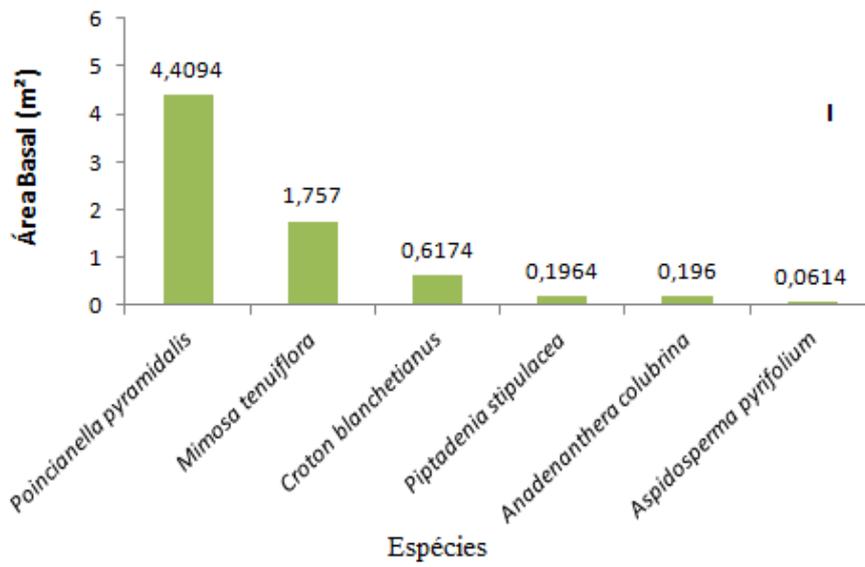
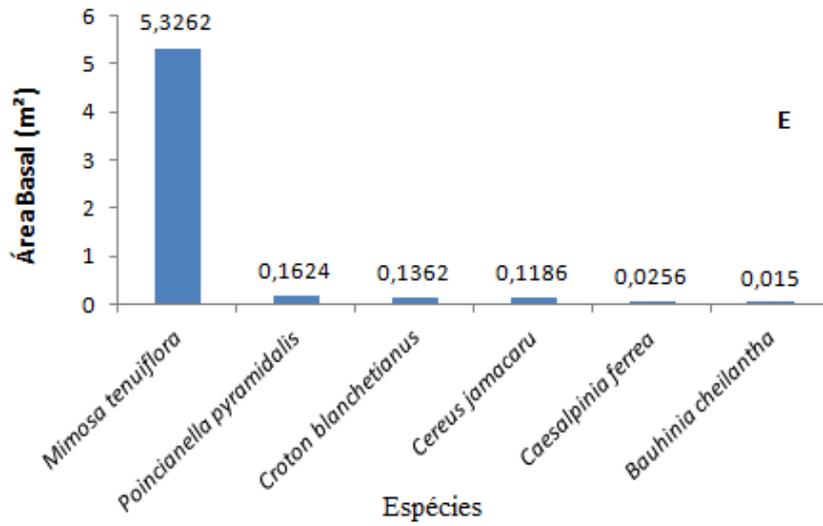


**Figura 12.** Densidade Relativa (DR), Frequência Relativa (FR) e Dominância Relativa (DoR) das dez espécies com maiores Valores de Importância Relativo (VI), nas áreas em estágio tardio de sucessão secundária, Fazenda Tamanduá, Santa Terezinha–PB.

Tanto nas áreas em estágio de sucessão intermediário e tardio *Poincianella pyramidalis* foi a espécie mais dominante, com  $4,40 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$  no estágio intermediário e  $3,66 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$  no tardio, representando 57,47% e 35,87% da dominância total, respectivamente. Já na área em estágio inicial, *Mimosa tenuiflora* foi a espécie mais dominante com  $5,32 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$ , correspondendo a 92,07% da dominância total (Figura 13).

**TABELA 5:** Parâmetros fitossociológicos calculados para os indivíduos com CAP  $\geq$  3 cm, em estágio de sucessão tardio, Fazenda Tamanduá, Município de Santa Terezinha – PB. N°Ind. = Número de Indivíduos; AB = Área Basal (m<sup>2</sup>); DA = Densidade Absoluta; DR = Densidade Relativa (%); FA = Frequência Absoluta; FR = Frequência Relativa (%); DoA = Dominância Absoluta (m<sup>2</sup>/ha); DoR = Dominância Relativa (%); VC (%) = Valor de Cobertura Relativo; VI (%) = Valor de Importância Relativo.

Nome Científico	N° Ind.	AB	DA	DR	FA	FR	DoA	DoR	VC (%)	VI (%)
<i>Poincianella pyramidalis</i>	216	1,8324	432	30,85	100	7,35	3,6649	37,87	33,36	24,69
<i>Commiphora leptophloeos</i>	96	0,9414	192	13,71	100	7,35	1,8828	18,42	16,07	13,16
<i>Anadenanthera colubrina</i>	50	0,2832	100	7,14	100	7,35	0,5664	5,54	6,34	6,67
<i>Combretum leprosum</i>	38	0,2701	76	5,42	100	7,35	0,5403	5,28	5,35	6,02
<i>Amburana cearensis</i>	16	0,2493	32	2,28	60	4,41	0,4986	4,88	3,58	3,85
<i>Cnidocolus quercifolius</i>	9	0,2423	18	1,28	40	2,94	0,4846	4,74	3,01	2,99
<i>Sapium glandulosum</i>	26	0,2249	52	3,71	20	1,47	0,4499	4,40	4,05	3,19
<i>Aspidosperma pyriforme</i>	38	0,1633	76	5,42	100	7,35	0,3266	3,19	4,31	5,32
<i>Piptadenia stipulacea</i>	43	0,1538	86	6,14	100	7,35	0,3076	3,01	4,57	5,50
<i>Cynophalla flexuosa</i>	28	0,1436	56	4	100	7,35	0,2873	2,81	3,40	4,72
<i>Mimosa tenuiflora</i>	15	0,1394	30	2,14	80	5,88	0,2789	2,73	2,43	3,58
<i>Croton blanchetianus</i>	74	0,1260	148	10,57	80	5,88	0,2521	2,46	6,51	6,30
<i>Pseudobombax marginatum</i>	8	0,1183	16	1,14	60	4,41	0,2367	2,31	1,73	2,62
<i>Erythroxylum pungens</i>	26	0,1141	52	3,71	80	5,88	0,2283	2,23	2,97	3,94
<i>Cereus jamacaru</i>	2	0,0302	4	0,28	40	2,94	0,0604	0,59	0,43	1,27
<i>Myracrodouon urundeuva</i>	3	0,0170	6	0,42	60	4,41	0,0341	0,33	0,38	1,72
<i>Cochlospermum insignis</i>	3	0,0166	6	0,42	20	1,47	0,0333	0,32	0,37	0,74
<i>Ziziphus joazeiro</i>	1	0,0154	2	0,14	20	1,47	0,0308	0,30	0,22	0,63
<i>Jatropha mollissima</i>	3	0,0119	6	0,42	40	2,94	0,0238	0,23	0,33	1,20
<i>Bauhinia cheilantha</i>	4	0,0109	8	0,57	40	2,94	0,0219	0,21	0,39	1,24
<i>Caesalpinia ferrea</i>	1	0,0031	2	0,14	20	1,47	0,0063	0,06	0,10	0,55
Total	700	5,1083	1400	100	1360	100	10,2167	100	100	100



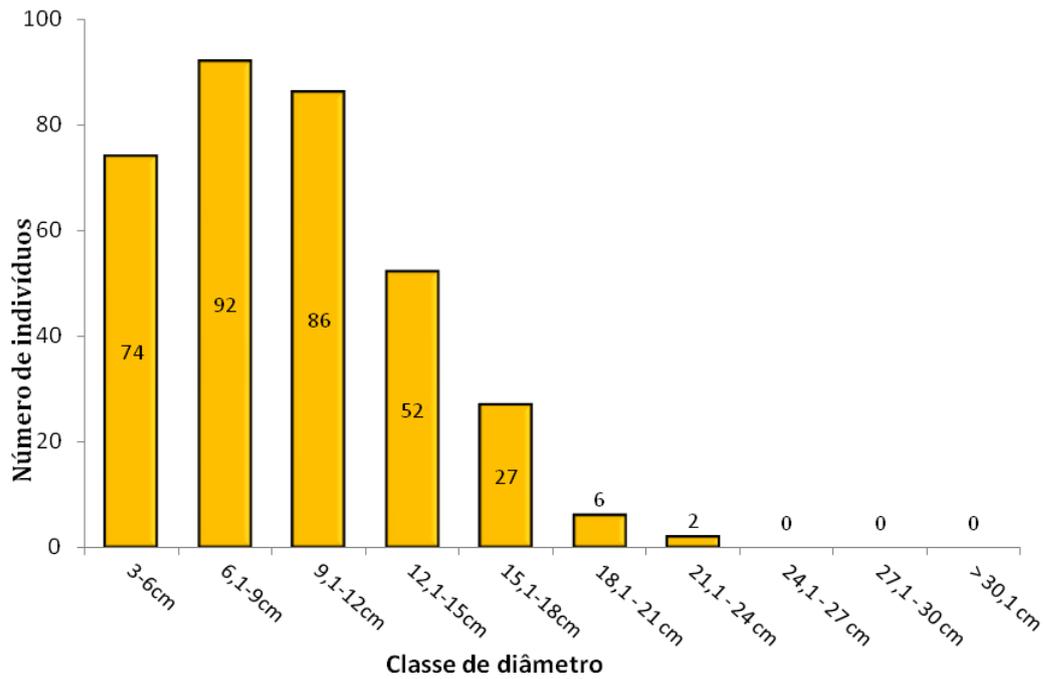
**Figura 13.** Relação das seis espécies com maiores valores para área basal (m<sup>2</sup>) nas comunidades em estágio de sucessão inicial (E), intermediário (I) e tardio (L). Fazenda Tamanduá, Município de Santa Terezinha – PB.

#### 4.4.2. Distribuição Diamétrica

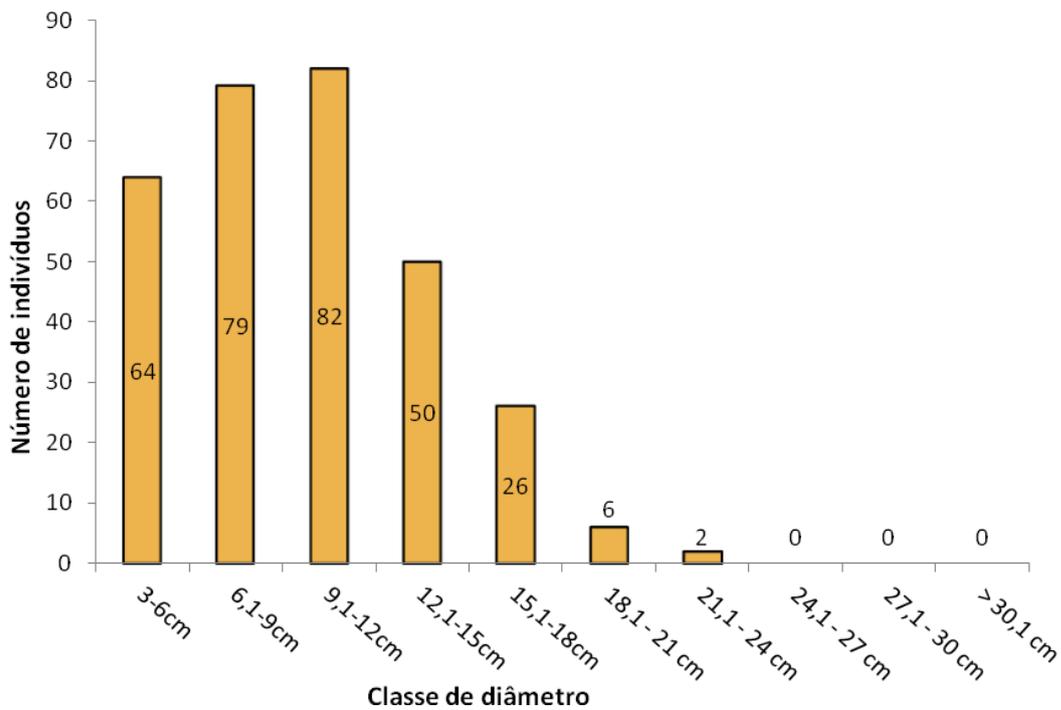
A distribuição dos indivíduos em classes diamétricas da área em estágio inicial é apresentada na Figura 14. Foi constatado que existe grande concentração de indivíduos nas quatro primeiras classes de diâmetro (89,67%), onde existiu maior número de indivíduos na segunda classe de diâmetro (6,1–9 cm) (92 indivíduos) e na terceira classe (9,1–12 cm) (86 indivíduos). Nas seis classes de maior diâmetro percebeu-se uma queda bastante acentuada a partir da quinta classe (15,1–18 cm), ocorrendo apenas 35 indivíduos, representando 10,33% do total observado.

O diâmetro máximo amostrado foi de 23,73 cm de um indivíduo da espécie *Cereus jamacaru*, e o diâmetro médio observado foi de 10,39 cm. Este valor foi superior ao encontrado por Santana e Souto (2006), para uma área de caatinga na ESEC-RN, que foi de 6,6 cm. Também foi superior aos valores encontrados por Araújo (2007), na RPPN, que registrou um diâmetro médio de 8,0 cm e por Guedes (2010), na Reserva Legal, que registrou 6,1 cm. Isto pode ser explicado por diferenças nos critérios de inclusão e pela maior quantidade de indivíduos adultos amostrados, em relação aos trabalhos comparados, pertencentes à espécie *Mimosa tenuiflora*, considerada colonizadora dominante e de crescimento rápido, nas áreas em estágio inicial de sucessão, com cerca de vinte anos em processo de regeneração.

A espécie *M. tenuiflora* (Jurema-preta), mais abundante na área inicial, apresentou maior número de indivíduos na terceira classe diamétrica (9,1–12 cm) com 82 indivíduos, e na segunda classe (6,1–9 cm) com 79 indivíduos, o que corresponde a mais de 52% do total da população concentrado nessas duas classes (Figura 15). Foi observado ainda que mais de 24% dos indivíduos amostrados de *M. tenuiflora* encontravam-se entre a quarta e quinta classes diamétricas (12–18 cm), um pouco superior que o percentual de indivíduos encontrados na primeira classe (3–6 cm) 20,71%.



**Figura 14.** Distribuição do número de indivíduos por classes de diâmetro, em estágio inicial de sucessão secundária. Fazenda Tamanduá, Santa Terezinha (PB).



**Figura 15.** Distribuição do número de indivíduos por classes de diâmetro da espécie de maior (VI), *Mimosa tenuiflora*. Estádio inicial de sucessão secundária. Fazenda Tamanduá, município de Santa Terezinha (PB).

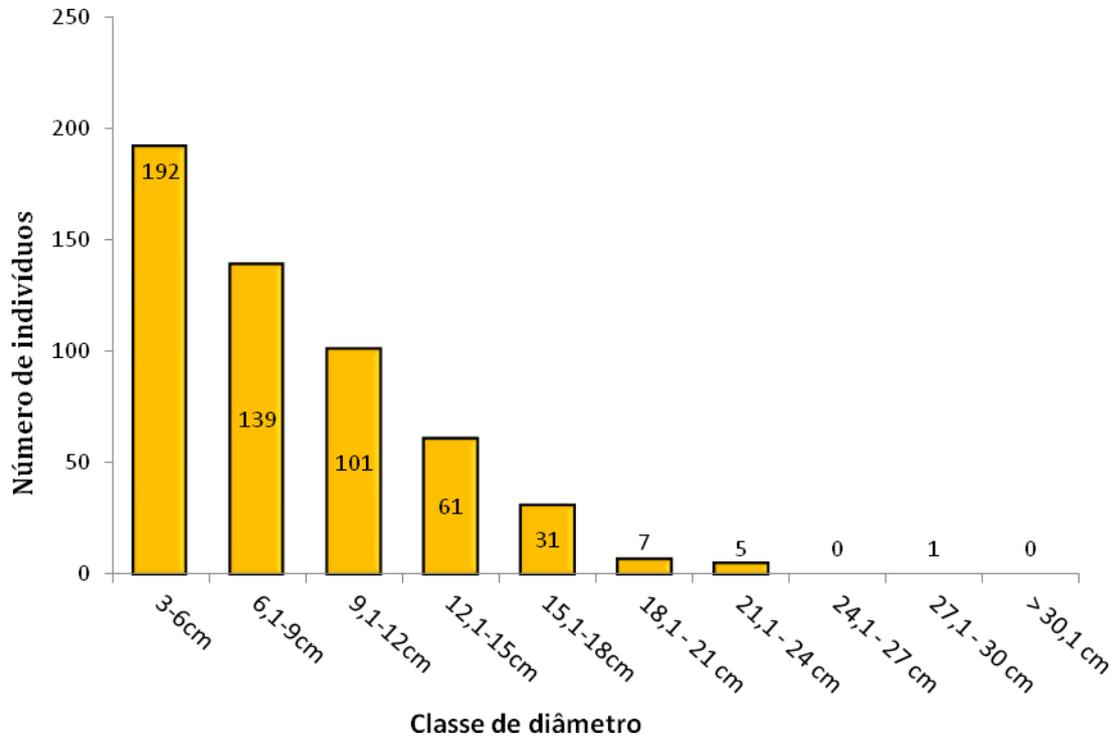
Na área em estágio de sucessão intermediário foi constatado que os maiores números de indivíduos ocorrem na forma descendente da primeira à sétima classe diamétrica (Figura 16), com grande concentração de indivíduos na primeira classe de diâmetro (192), representando 35,22% dos indivíduos amostrados. Em seguida, 25,50% dos indivíduos amostrados (139) na segunda classe diamétrica (6,1–9 cm), e 18,53% (101) na terceira classe (9,1–12 cm). Ocorreu maior quantidade de indivíduos inseridos nas maiores classes diamétricas em relação ao estágio inicial, indicando incremento de biomassa resultante do crescimento.

A distribuição das classes diamétricas se aproxima do modelo de distribuição exponencial na forma de “J invertido”, padrão característico de florestas inequidâneas (MEYER *et al.*, 1961). Segundo Silva Júnior (2004) o padrão da curva em J-invertido indica o balanço positivo entre recrutamento e mortalidade, caracterizando o potencial de regeneração na comunidade. De acordo com Harper (1990) a maioria das florestas naturais apresenta distribuição dos diâmetros se aproximando do “J invertido”, caracterizando uma curva do tipo exponencial negativo.

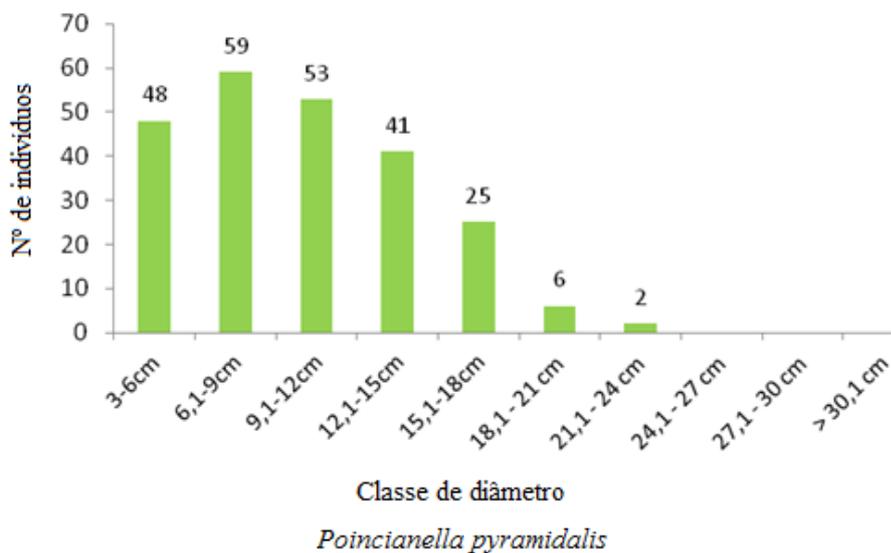
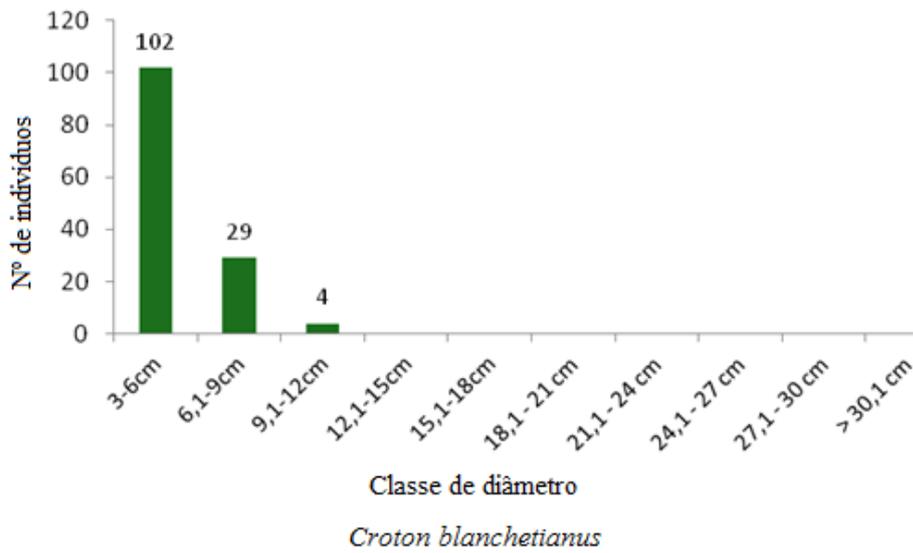
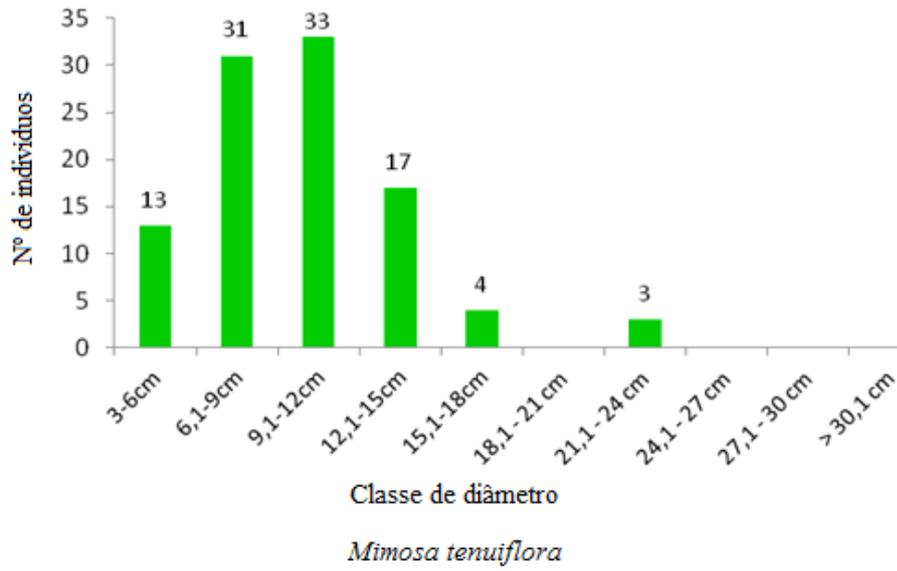
Aparentemente, esse padrão se deveu ao comportamento das espécies de maior VI (*Poincianella pyramidalis*, *Croton blanchetianus* e *Mimosa tenuiflora*), com preponderância da segunda espécie de maior VI *C. blanchetianus*, na qual apresentou elevado número de indivíduos na classe de menor diâmetro, com mais de 88% dos indivíduos desta espécie na primeira classe diamétrica (Figura 17), que é justificado por ser uma espécie de porte arbustivo. Já as arbóreas *Poincianella pyramidalis* e *Mimosa tenuiflora*, correspondentes a primeira e a terceira espécie de maior VI, respectivamente, apresentaram maior quantidade de indivíduos na segunda e terceira classe de diâmetro, resultado da exploração sofrida no passado ou apenas características intrínsecas das espécies.

O diâmetro médio observado no estágio intermediário foi de 9,08 cm, valor inferior ao encontrado nas áreas em estágio inicial. Entretanto, ressalva-se a ocorrência do maior número de espécies e da maior quantidade de indivíduos jovens amostrados, resultante do processo de regeneração natural nestes ambientes. Espécies normalmente encontradas em áreas mais preservadas como *Piptadenia stipulacea* e *Anadenanthera colubrina*, que são de maior porte e que ainda não atingiram o estágio de desenvolvimento adulto, foram observadas nas comunidades em estágio intermediário. Além disso, deve-se considerar também a presença maciça de indivíduos de *Croton blanchetianus* (marmeleiro), que é uma espécie arbustiva de fustes mais finos,

contribuindo assim com a redução do diâmetro médio da comunidade. O diâmetro máximo amostrado foi de 27,80 cm, de um indivíduo da espécie *Cereus jamacaru*.



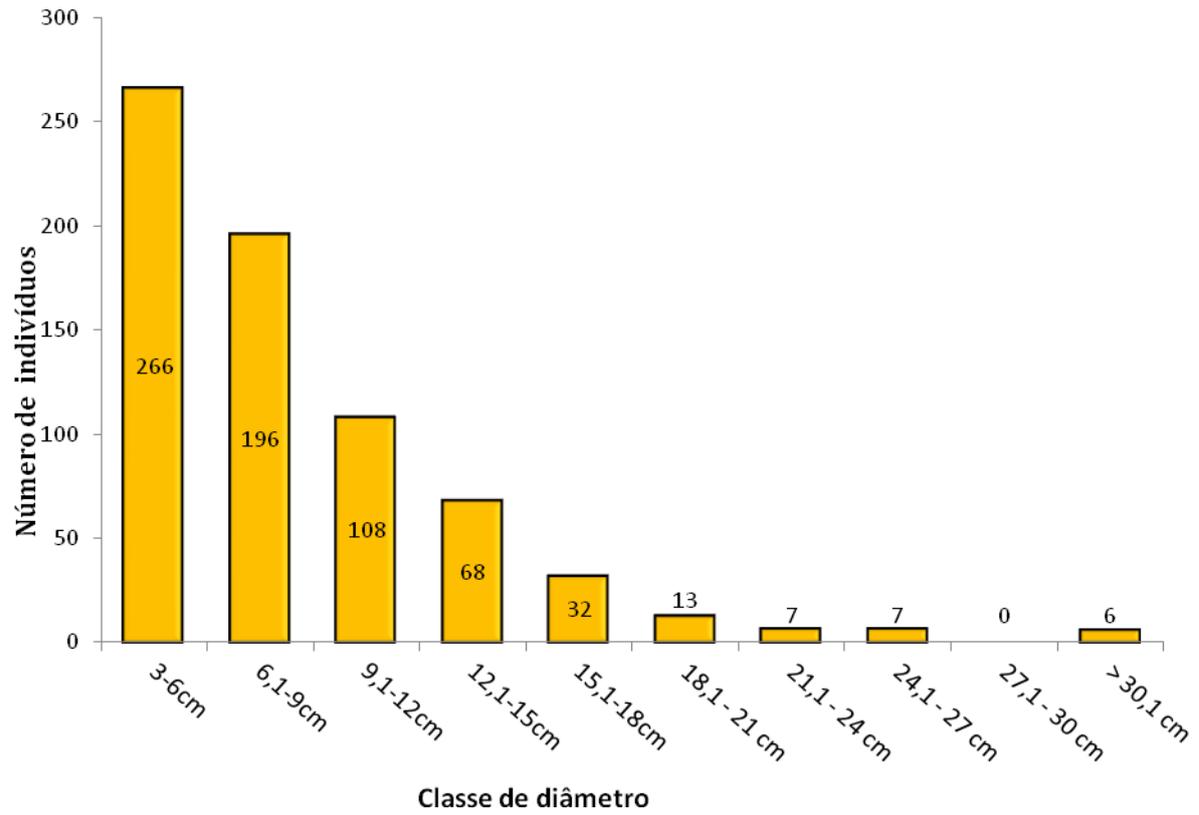
**Figura 16.** Distribuição do número de indivíduos por classes de diâmetro, em estágio intermediário de sucessão secundária. Fazenda Tamanduá, município de Santa Terezinha (PB).



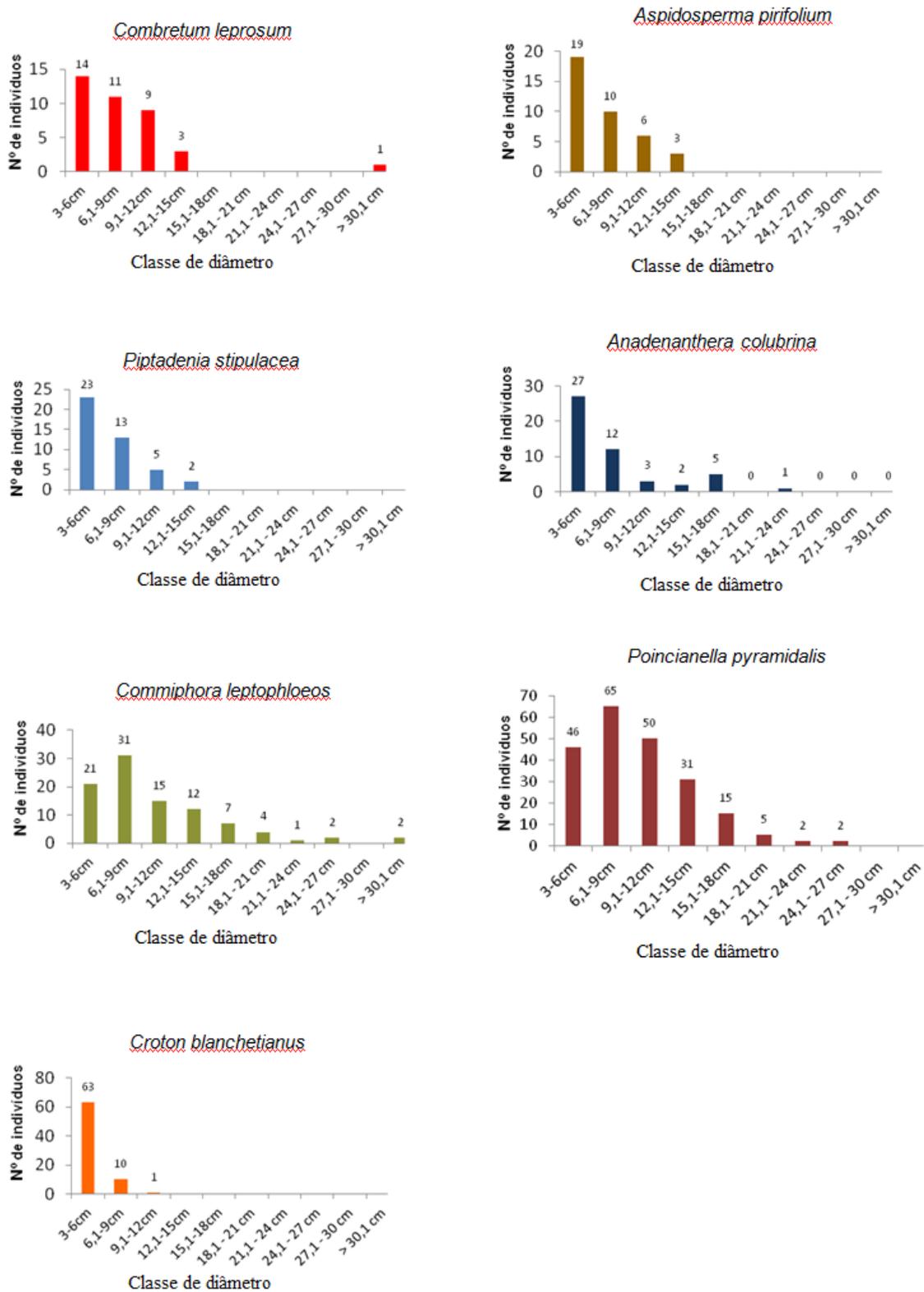
**Figura 17.** Distribuição do número de indivíduos por classes de diâmetro das espécies de maior (VI). Estádio intermediário de sucessão. Fazenda Tamanduá, município de Santa Terezinha (PB).

A distribuição dos indivíduos em classes diamétricas na área em estágio tardio de sucessão é apresentada na Figura 18, onde se observa que 570 indivíduos, ou seja, 81,42% do total amostrado nestas áreas se concentraram nas três primeiras classes inferiores de diâmetro. 16,14% dos indivíduos amostrados (113) se concentraram entre a quarta e sexta classe diamétrica (12,1–21 cm). Também foram constatados indivíduos nas classes diamétricas superiores, e seis indivíduos com mais de 30,1 cm de diâmetro. Como no estágio intermediário, a distribuição dos indivíduos por classes diamétricas seguiu a tendência de J-invertido. O diâmetro máximo amostrado foi de 37,15 cm de um indivíduo da espécie *Amburana cearensis* (Cumarú), e o diâmetro médio observado no estágio tardio foi de 8,51 cm; valor inferior ao encontrado no estágio intermediário, que pode ser decorrente principalmente da significativa quantidade de indivíduos de espécies arbustivas que normalmente apresentam caules finos, como *Croton blanchetianus* (marmeleiro), *Erythroxylum pungens* (rompe gibão), *Cynophalla flexuosa* (feijão bravo) e *Combretum leprosum* (mofumbo), encontrados na área em estágio tardio.

É apresentada na Figura 19 a distribuição diamétrica das sete espécies de maior VI da comunidade tardia de sucessão. Apenas *Aspidosperma pyriforme* e *Piptadenia stipulacea* atingiram configuração semelhante à letra J invertida e inclinada, com o maior número de indivíduos na primeira classe e diminuição gradual em direção as classes de maior diâmetro. Esta configuração evidencia que pode estar ocorrendo o fornecimento contínuo de plântulas para as classes de maior diâmetro, podendo-se inferir, portanto que o ciclo de vida destas espécies está sendo completo e a população pode ser considerada em equilíbrio no ambiente, principalmente para *Aspidosperma pyriforme*. *Commiphora leptophloeos* e *Poincianella pyramidalis* apresentaram maior concentração de indivíduos na segunda classe de diâmetro, além de considerada quantidade de indivíduos nas classes mais superiores. Já *Combretum leprosum* e *Anadenanthera colubrina* apresentaram maior quantidade de indivíduos na primeira e segunda classe diamétrica, respectivamente, com tendência à configuração ao J invertido, principalmente para *C. leprosum*. O arbusto *Croton blanchetianus* apresentou mais de 85% dos indivíduos na primeira classe diamétrica.



**Figura 18.** Distribuição do número de indivíduos por classes de diâmetro, em estágio tardio de sucessão secundária. Fazenda Tamanduá, município de Santa Terezinha (PB).



**Figura 19.** Distribuição do número de indivíduos por classes de diâmetro das sete espécies de maior (VI). Estádio tardio de sucessão. Fazenda Tamanduá, município de Santa Terezinha (PB).

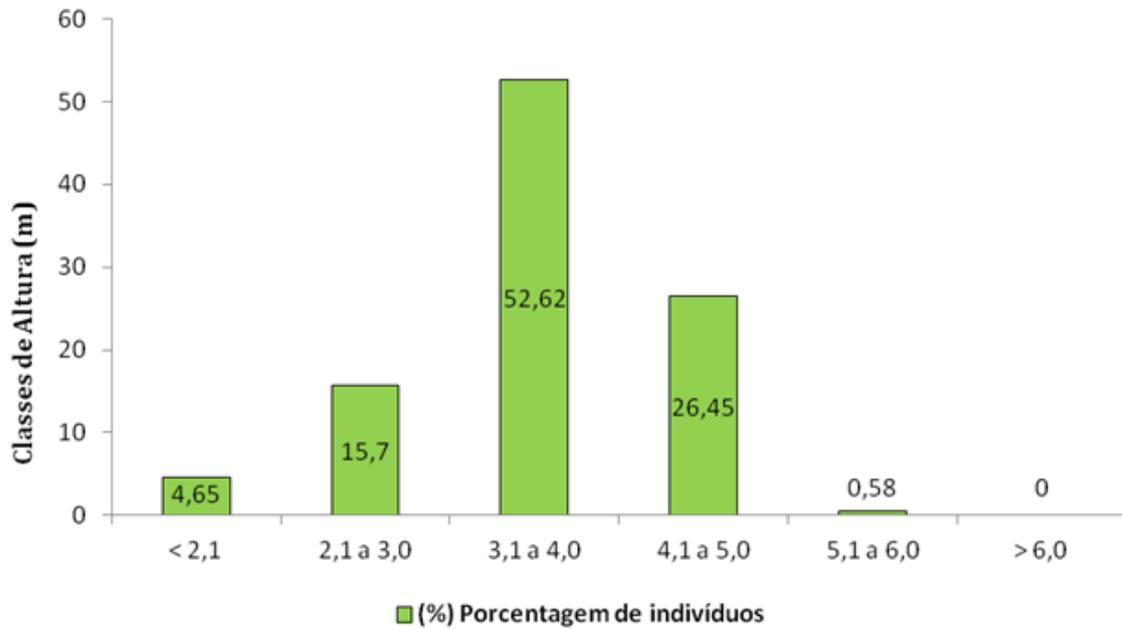
#### 4.4.3. Estrutura Vertical

A distribuição dos indivíduos por classes de altura na comunidade em estágio de sucessão inicial (Figura 20) mostra configuração com maior concentração de plantas nas classes mais inferiores, com 251 indivíduos agrupados nas três primeiras classes de altura (até 4 metros), correspondendo a 72,97% do total amostrado, sendo a grande maioria dos indivíduos agrupados na terceira classe (3,1 a 4 m), que representou 52,62% dos indivíduos inventariados. Somente *Mimosa tenuiflora* apresentou 223 indivíduos, correspondendo a mais de 88% do total amostrado nas três primeiras classes. Foi observado ainda que 27% dos indivíduos amostrados na área inicial (93 indivíduos) estavam agrupados na quarta e quinta classe de altura (entre 4,1 e 6 metros), com 92,47% (86 indivíduos) de *M. tenuiflora*. Não foram encontrados indivíduos acima de seis metros na comunidade em estágio inicial de sucessão.

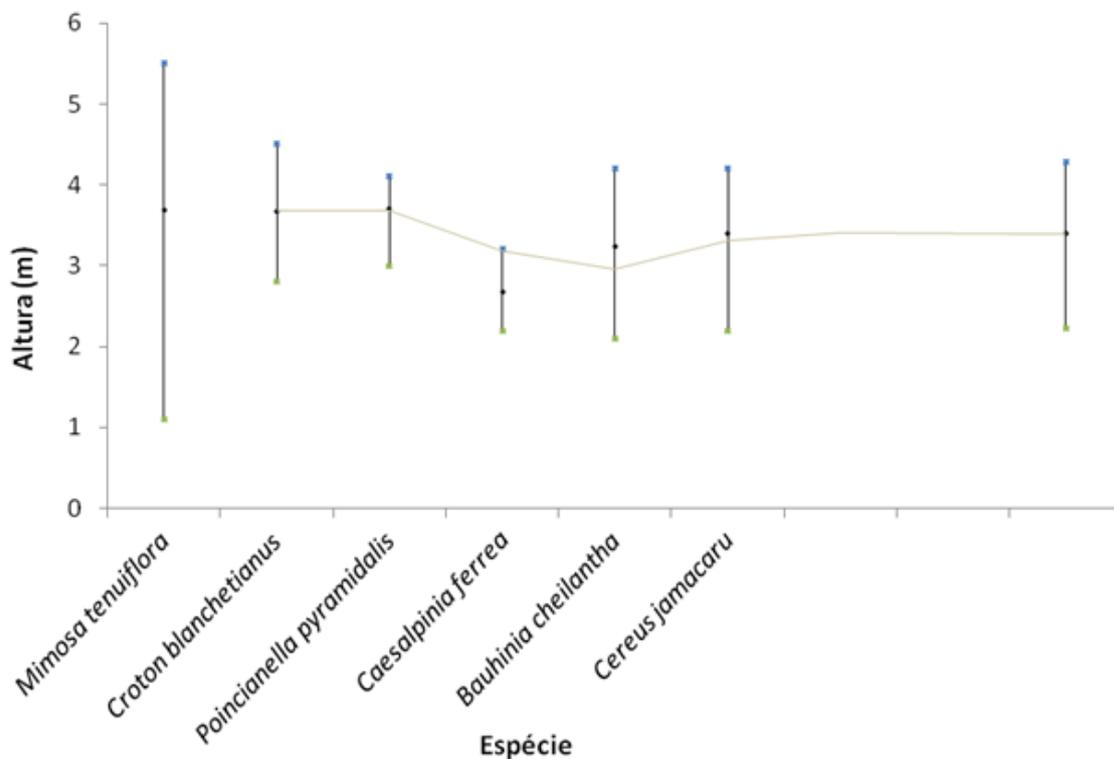
Entre a segunda e terceira, e a terceira e a quarta classes, foi observado aumento e queda abrupta na porcentagem de indivíduos, explicada pela intensa intervenção no processo natural de sucessão, mais necessariamente, provocado pelo corte raso realizado na área por volta do ano de 1965 e o pastoreio excessivo entre os anos de 1980 e 1990.

A Figura 21 apresenta as alturas máxima, mínima e média de todas as espécies amostradas no estágio inicial, sendo a altura média representada por um traço (linha de tendência), com o intuito de simular uma visualização da estrutura vertical da vegetação em estudo.

A altura total média dos indivíduos foi estimada em 3,39 m, com *Mimosa tenuiflora* e *Croton blanchetianus* apresentando as maiores médias (3,68 e 3,67 respectivamente). O valor máximo de altura amostrado correspondeu a um indivíduo de *M. tenuiflora*, de 5,5 m.



**Figura 20.** Distribuição da porcentagem de indivíduos por classes de altura, em estágio inicial de sucessão secundária. Fazenda Tamanduá, município de Santa Terezinha (PB)



**Figura 21.** Diagrama de estratificação vertical das espécies amostradas em estágio de sucessão inicial, Fazenda Tamanduá, município de Santa Terezinha (PB).

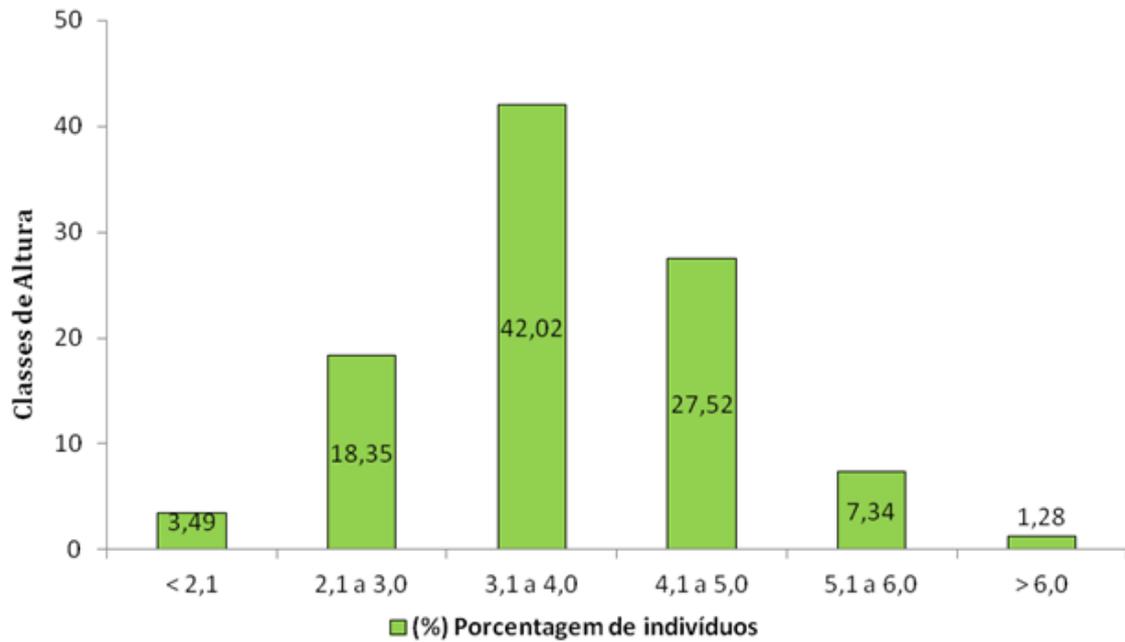
Semelhante ao observado na comunidade em estágio inicial, a distribuição dos indivíduos por classes de altura no estágio intermediário apresentou configuração com

maior concentração de plantas nas classes mais inferiores de altura (Figura 22), com 63,86% dos indivíduos (348) agrupados nas três primeiras classes hipsométricas (até 4 metros). A maioria dos indivíduos amostrados (229) se concentraram na terceira classe hipsométrica (42,02%). *Poincianella pyramidalis* deteve a maior porcentagem de indivíduos amostrados nestas classes de altura, com 32,18%, seguida de *Croton blanchetianus* (30,45%) e *Mimosa tenuiflora* (22,7%). Foram amostrados 190 indivíduos inseridos na quarta e quinta classe hipsométrica (entre 4,1 e 6 metros), o que corresponde a 34,86% do total amostrado, com destaque para *P. pyramidalis*, com 62,63% dos indivíduos amostrados nestas classes, seguida de *C. blanchetianus* (14,73%), *M. tenuiflora* (11,05%), *Piptadenia stipulacea* (5,78%) e *Anadenanthera colubrina* (4,21%). Foi observado ainda que 1,28% dos indivíduos estavam agrupados na sexta classe de altura (acima de 6 metros).

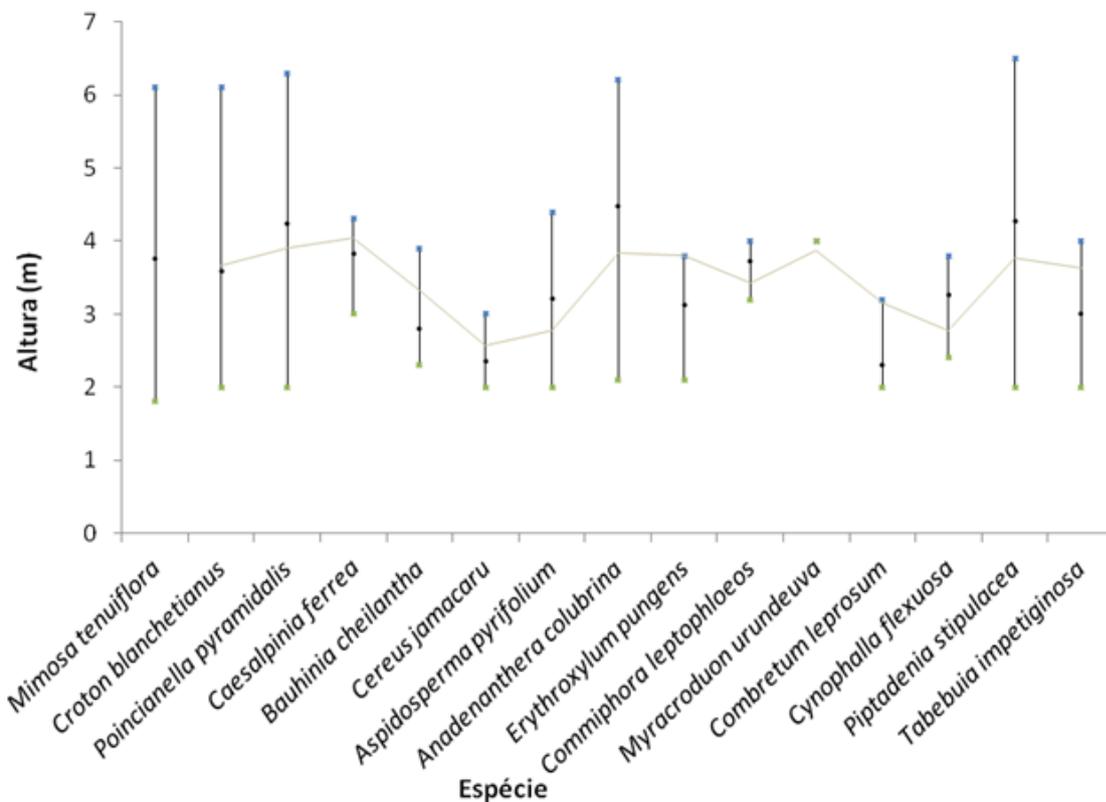
Ainda que menos abrupto, em relação ao estágio inicial, foi observado aumento e queda entre a segunda e terceira, e a terceira e a quarta classes de altura, na porcentagem de indivíduos no estágio intermediário. Esta reação pode ser explicada pela mesma ação antrópica ocorrida nas comunidades em estágio inicial, que interviu no processo natural de sucessão, provocado pelo corte raso realizado nas áreas por volta do ano de 1965, na qual se demonstra uma tendência das comunidades à recuperação através do tempo.

A Figura 23 apresenta as alturas máxima, mínima e média de todas as espécies amostradas nas comunidades em estágio intermediário de sucessão. Espécies que apresentaram somente um indivíduo também estão representadas no diagrama.

A altura total média dos indivíduos foi estimada em 3,46 m, valor pouco superior que no estágio inicial. As espécies *Anadenanthera colubrina* (angico), *Piptadenia stipulacea* (jurema branca) e *Poincianella pyramidalis* (catingueira) apresentaram as maiores médias em altura, com 4,47; 4,27 e 4,23 m, respectivamente. As demais espécies se situaram na faixa de 2,30 a 4,0 m. Os valores máximos de altura amostrados corresponderam a indivíduos de *P. stipulacea* (6,5 m), *P. pyramidalis* (6,3 m) e *A. colubrina* (6,2 m).



**Figura 22.** Distribuição da porcentagem de indivíduos por classes de altura, em estágio intermediário de sucessão secundária. Fazenda Tamanduá, município de Santa Terezinha (PB).



**Figura 23.** Diagrama de estratificação vertical das espécies amostradas em estágio de sucessão intermediário, Fazenda Tamanduá, município de Santa Terezinha (PB).

A distribuição dos indivíduos por classes de altura no estágio tardio de sucessão (Figura 24) mostra configuração com maior concentração de plantas na terceira e quarta classe (entre 3,1 e 5 metros), com 478 indivíduos, representando 64,28% do total amostrado. Apenas 12,42% indivíduos estiveram agrupados nas duas primeiras classes de altura (até 3 metros). Foi observado ainda que 13% dos indivíduos agruparam-se na quinta classe (entre 5,1 e 6 metros) e 6,3% na sexta classe de altura (acima de 6 metros), percentuais superiores em relação aos encontrados nestas classes nos estádios inicial e intermediário.

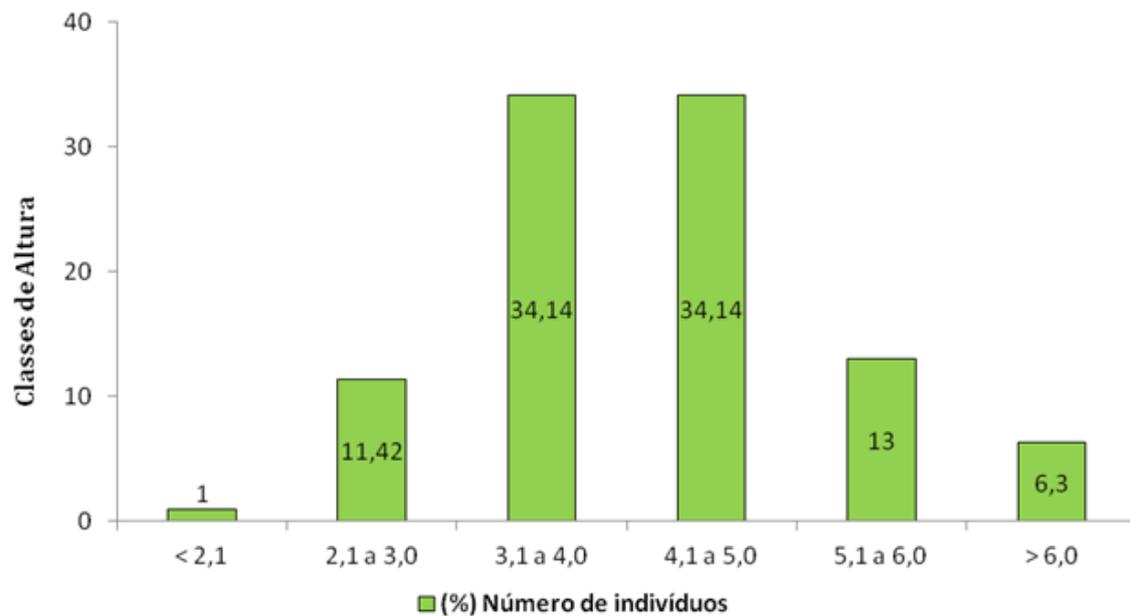
*Poincianella pyramidalis* representou mais 27% dos indivíduos agrupados nas três primeiras classes (até 4 metros), seguida de *Commiphora leptophloeos* (18,1%). Na quarta e quinta classe de altura (entre 4,1 e 6 metros) *Poincianella pyramidalis* correspondeu a 36% do total amostrado nestas classes, seguida de *Croton blanchetianus* (13%) e *Commiphora leptophloeos* (10%).

As alturas máxima, mínima e média de todas as espécies amostradas na comunidade em estágio tardio são apresentadas na Figura 25. A altura média da comunidade foi estimada em 4,32 m, valor superior aos encontrados no estágio inicial e intermediário. Este valor também foi superior aos valores encontrados por Araújo (2007) para a comunidade arbórea da RPPN (4,0 m) e por Guedes (2010) na Reserva Legal (4,02 m), ambos realizados na Fazenda Tamanduá. Calixto-Júnior (2009), em trabalho realizado em duas áreas de caatinga em Petrolina com diferentes níveis de conservação, encontrou altura média de 3,8 e 4,2 m. Já Santana e Souto (2006) em área de caatinga no Seridó do Rio Grande do Norte, encontrou uma altura média de apenas 2,65 m. Pereira *et al.* (2002) em levantamento realizado em remanescente de caatinga, localizado na Fazenda São Bento, na fronteira dos Municípios de Areia e Remígio-PB, encontrou altura média de 4,8 m.

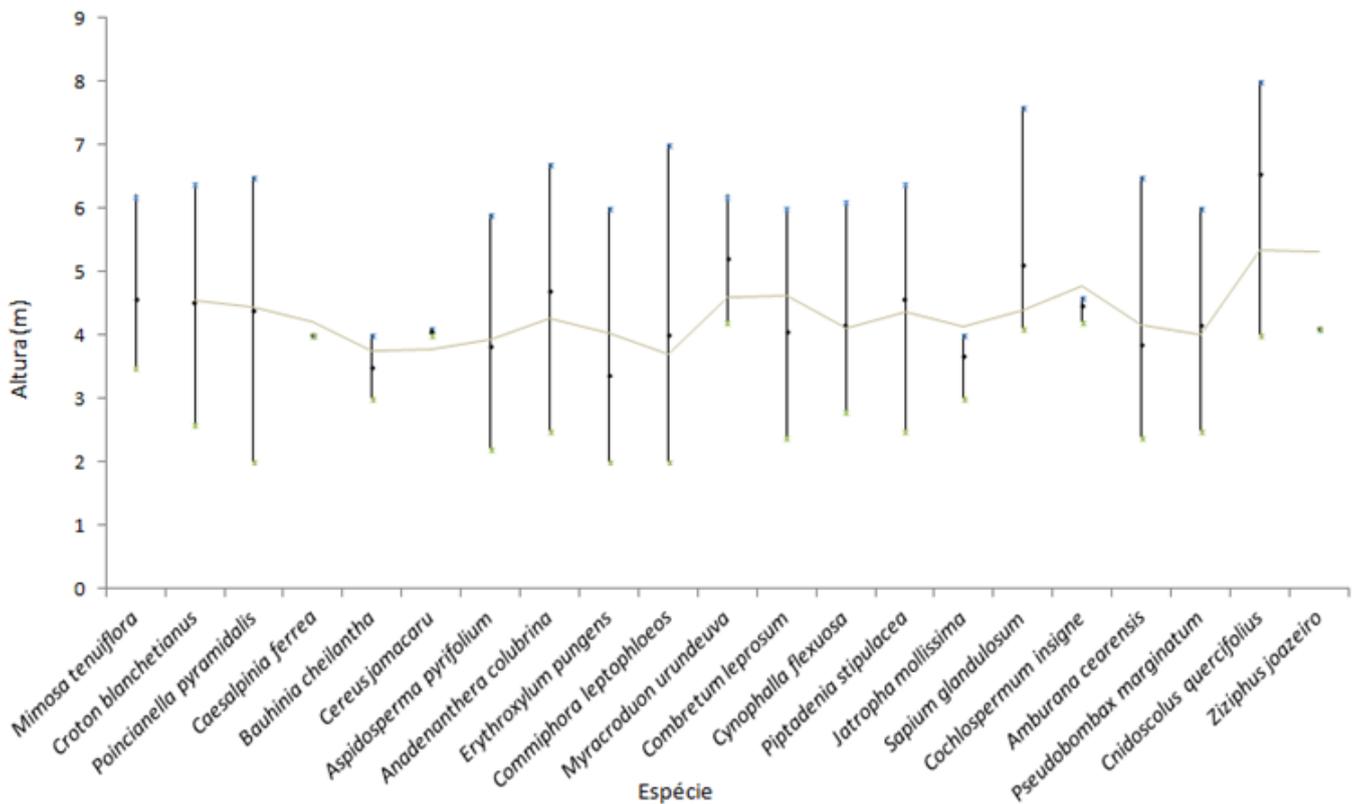
Rodal (1992) e Santana (2007) salientam que deve-se levar em conta os critérios de inclusão ao se avaliar a altura da vegetação em diferentes áreas, já que pode ocorrer o aumento da altura média, quanto mais restrito for o critério adotado.

As espécies que apresentaram as maiores médias em altura foram: *Cnidoscolus quercifolius* (6,53 m), *Myracrodruon urundeuva* (5,2 m) e *Sapium glandulosum* (5,1 m). As demais espécies se situaram na faixa entre 3,5 e 4,7 m. Os valores máximos de altura amostrados no estágio tardio corresponderam a indivíduos de *Cnidoscolus quercifolius* (8 m), *Sapium glandulosum* (7,6 m), *Commiphora leptophloeos* (7 m), *Anadenanthera colubrina* (6,7 m) e *Amburana cearensis* (6,5 m). De acordo com Silva e Sampaio

(2008) há registros de alturas alcançando 19 metros nas áreas de caatingas mais úmidas, mas são poucos os indivíduos que ultrapassam 8 metros (ALCOFORADO FILHO *et al.*, 2003).



**Figura 24.** Distribuição da porcentagem de indivíduos por classes de altura, em estágio tardio de sucessão. Fazenda Tamanduá, município de Santa Terezinha (PB)



**Figura 25.** Diagrama de estratificação vertical das espécies amostradas em estágio de sucessão tardio, Fazenda Tamanduá, município de Santa Terezinha (PB).

#### 4.4.4. Área de Projeção da Copa

No estágio inicial a estimativa de projeção da área da copa foi igual a 5.797,72  $\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$ . *Mimosa tenuiflora* correspondeu a 5.119,05  $\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$ , o que equivale a 88,29% do total deste parâmetro.

A área total de projeção da copa na comunidade amostrada em estágio intermediário correspondeu a 8.867,61  $\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$ . *Poincianella pyramidalis* apresentou 5.367,15  $\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$  de área da copa, equivalente a 60,52% da área projeção da copa total no estágio, seguida de *Mimosa tenuiflora* (1.372  $\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$ ), terceira espécie de maior VI, e *Croton blanchetianus* (1.204,28  $\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$ ), segunda espécie de maior VI. Essas duas últimas espécies corresponderam a 29,05% da área da projeção da copa total nos ambientes em estágio intermediário de sucessão.

Na comunidade em estágio tardio apresentou área de projeção da copa de 12.445,44  $\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$ . Cinco espécies detiveram as maiores áreas de projeção de copa, fundamentalmente por apresentarem acentuado desenvolvimento de ramificações na

porção caulinar (formação de fustes), o que contribuiu para constituição de múltiplas copas por indivíduos. *Poincianella pyramidalis* apresentou 4.988,89 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>, equivalente a 40,08% deste parâmetro. *Commiphora leptophloeos* apresentou 1.942,38 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>, equivalente a 15,6%, e três espécies contribuíram com 18,89% da área da copa total, *Anadenanthera colubrina* (912,65 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>), *Croton blanchetianus* (728,8 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>) e *Piptadenia stipulaceae* (710,97 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>).

Ainda são poucos trabalhos realizados em caatinga que avaliam este parâmetro. Souza (2010) na mesma área de estudo, utilizando duas unidades amostrais a menos para cada estágio, encontrou projeção de 6045, 6280 e 8460 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> para os estádios inicial, intermediário e tardio, respectivamente, valores inferiores aos encontrados no presente estudo, com exceção do estágio inicial. Fato que pode ser explicado pela mortalidade de indivíduos na área inicial no intervalo de tempo, associado ao baixo índice de substituição por indivíduos recrutados na comunidade. Albuquerque *et al.* (1982) em Petrolina, PE, obteve estimativa de projeção da copa de 30.070 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>, somando as copas das árvores e dos arbustos. As comunidades em estágio de sucessão intermediário e tardio apresentaram valores superiores ao encontrado por Amorim *et al.* (2005) em Serra Negra do Norte, RN, na Estação Ecológica do Seridó, que encontrou 8.723 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>.

Sampaio e Silva (2005) relatam que quanto maior a classe de diâmetro do indivíduo maior também será a área de projeção da copa, altura total, área basal e biomassa. Este comportamento foi evidenciado para os três estádios de sucessão, onde os indivíduos de maior espessura caulinar apresentaram maiores valores de área de projeção da copa.

#### 4.4.5. Biomassa da Parte Aérea

A biomassa total no estágio inicial de sucessão foi de 29,92 Mg.ha<sup>-1</sup> (Tabela 6). A espécie *Mimosa tenuiflora* contribuiu com mais de 95% da biomassa dessa área, apresentando 28,5 Mg.ha<sup>-1</sup>, decorrente da alta densidade e dominância relativas (90,08% e 92,07% respectivamente).

Souza (2010) em levantamento realizado no ano de 2007 na mesma área de estudo, utilizando duas parcelas a menos, obteve valor de biomassa de 23,9 Mg.ha<sup>-1</sup> para *M. tenuiflora*, e 24,0 Mg.ha<sup>-1</sup> de biomassa total na comunidade em estágio inicial

de sucessão. Em trabalho realizado por Araújo *et al.* (2004) no NUPEÁRIDO (Núcleo de Pesquisa para o Semiárido), localizado a 6 km do município de Patos- PB, foi constatado 22,89 Mg.ha<sup>-1</sup> de biomassa em povoamento de *Mimosa tenuiflora* com 5 anos de idade.

**TABELA 6.** Biomassa da parte aérea (Mg.ha<sup>-1</sup>) das espécies de caatinga em estágio inicial, intermediário e tardio de sucessão. Fazenda Tamanduá, Santa Terezinha. PB.

Espécie	Biomassa (Mg.ha <sup>-1</sup> )		
	Inicial	Intermediário	Tardio
<i>Poincianella pyramidalis</i>	0,78	21,81	18,03
<i>Commiphora leptophloeos</i>		0,15	9,30
<i>Anadenanthera colubrina</i>		0,91	2,65
<i>Combretum leprosum</i>		0,10	2,57
<i>Amburana cearensis</i>			3,01
<i>Cnidoscolus quercifolius</i>			2,61
<i>Sapium glandulosum</i>			2,08
<i>Aspidosperma pyrifolium</i>		0,20	1,07
<i>Piptadenia stipulacea</i>		0,83	1,24
<i>Cynophalla flexuosa</i>		0,09	1,24
<i>Mimosa tenuiflora</i>	28,51	9,44	1,49
<i>Croton blanchetianus</i>	0,45	2,18	0,90
<i>Pseudobombax marginatum</i>			1,31
<i>Tabebuia impetiginosa</i>		0,14	
<i>Erythroxylum pungens</i>		0,06	0,98
<i>Cereus jamacaru</i>	0,002	1,11	0,33
<i>Myracrodouon urundeuva</i>		0,08	0,15
<i>Cochlospermum insigne</i>			0,13
<i>Ziziphus joazeiro</i>			0,14
<i>Jatropha mollissima</i>			0,04
<i>Bauhinia cheilantha</i>	0,05	0,16	0,08
<i>Caesalpinia ferrea</i>	0,10	0,24	0,02
<b>Total</b>	<b>29,92</b>	<b>37,56</b>	<b>49,47</b>

Apesar de haver poucos estudos relacionados à biomassa de espécies pioneiras em caatinga recém-antropizada, é possível inferir, através dos valores dos parâmetros

fitossociológicos obtidos em ecossistemas de caatinga, que *Mimosa tenuiflora* apresenta tendência à alta produtividade nos primeiros anos do processo de regeneração natural, e que ao passar do tempo essa característica tende a diminuir.

Na comunidade em estágio intermediário a biomassa total foi de 37,56 Mg.ha<sup>-1</sup>. *Poincianella pyramidalis* representou 58,08% do total, e *Mimosa tenuiflora*, terceira espécie de maior VI no estágio intermediário, correspondeu a 25,14% da biomassa total.

Na mesma área de estudo, Souza (2010) constatou para *Mimosa tenuiflora*, espécie de maior VI neste levantamento no estágio intermediário, 18,9 Mg.ha<sup>-1</sup> de biomassa, num total de 34,22 Mg.ha<sup>-1</sup>. Esta espécie apresentou valores superiores de densidade e dominância em relação às demais (517 ind.ha<sup>-1</sup> e 4,3 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> respectivamente). A segunda espécie de maior VI no estágio intermediário neste levantamento, *Poincianella pyramidalis*, com 350 ind.ha<sup>-1</sup> de densidade e 2,32 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup> de área basal, apresentou 10,52 Mg.ha<sup>-1</sup> de biomassa da parte aérea.

Comparando os parâmetros das duas espécies no intervalo de tempo (2007–2012) verificamos a substituição no posicionamento fitossociológico das mesmas na estrutura da comunidade, consequência do aumento da densidade e dominância de *Poincianella pyramidalis* e da diminuição em abundância de *Mimosa tenuiflora*, decorrente da alta mortalidade de indivíduos da espécie (154) no intervalo de tempo. Isto pode ser reflexo da transição no processo sucessional da comunidade, além da influência da dinâmica de mortalidade e recrutamento das espécies no ambiente.

Para a comunidade em estágio tardio foi estimada a biomassa de 49,47 Mg.ha<sup>-1</sup>, valor superior aos estádios inicial e intermediário. As duas espécies de maior VI, respectivamente, contribuíram com mais de 55% da biomassa nestas áreas, *Poincianella pyramidalis* (36,44%) e *Commiphora leptophloeos* (18,81%). Fica salientado então que mesmo em áreas preservadas, nesta área de caatinga, poucas espécies contribuem com a maior parte de biomassa produzida.

No trabalho de Souza (2010) foi constatado biomassa total de 48,37 Mg.ha<sup>-1</sup>, valor um pouco inferior ao presente levantamento. Amorim *et al.* (2005) na Estação Ecológica do Seridó, Serra Negra do Norte, RN, obteve 25,1 Mg.ha<sup>-1</sup> de biomassa. Souza (2009) em caatinga arbustiva-arbórea na Serra da Arara, inserida no município de São João do Cariri, PB, encontrou biomassa total da parte aérea de 25,07 Mg.ha<sup>-1</sup>, valores bem inferiores ao encontrado por Kauffman *et al.* (1993) em caatinga de Serra Talhada, PE, de 74 Mg.ha<sup>-1</sup>.

#### 4.4.6. Padrão de Agregação

O padrão espacial refere-se à descrição quantitativa da distribuição horizontal dos indivíduos de uma espécie dentro da comunidade, permitindo conhecer a distribuição espacial das espécies que compõem a comunidade (MATTEUCCI & COLMA, 1982). De acordo com Jankauskis (1990) o padrão espacial das espécies é representado pela distribuição das mesmas na área de estudo, em termos de frequência de ocorrência dentro das unidades amostrais coletadas.

Através do índice de agregação de espécies é possível visualizar a distribuição espacial destas dentro da comunidade, sendo uma importante ferramenta para inferir sobre processos ecológicos (CALIXTO JUNIOR, 2009; MARANGON, 2011).

A análise da distribuição espacial se torna imprescindível para o planejamento de medidas de manejo e conservação de formações florestais, pois permite determinar quais espécies e qual o número de indivíduos são possíveis de serem explorados ou mantidos na área, de forma que sua reprodução seja garantida (BARROS, 1980; ARAÚJO, 2000).

De acordo com Xavier (2009) apesar do significativo número de trabalhos em fitossociologia já realizados no Nordeste, ainda falta muito para conhecer a vegetação dessa região, havendo necessidade de continuar os levantamentos de espécies, determinando seus padrões de distribuição geográfica, abundância e suas relações com os fatores ambientais.

O padrão de distribuição nas áreas em estágio inicial de sucessão, medido pelo índice de Payandeh (PAYANDEH, 1970), apresentou uma espécie com tendência ao agrupamento (*Bauhinia cheilantha*), duas com padrão aleatório (*Poincianella pyramidalis* e *Cereus jamacaru*) e três espécies com padrão agrupado (Tabela 7). *Mimosa tenuiflora*, confirmando seu alto valor de importância relativo (67,13%), se apresentou de forma tão intensa nas parcelas que revelou certa uniformidade, obtendo padrão agrupado, juntamente com *Caesalpinia ferrea* e *Croton blanchetianus*. *C. blanchetianus*, segunda espécie de maior valor de importância relativo na área inicial, apresenta dispersão autocórica, fazendo assim sua própria disseminação. Neste tipo de dispersão suas sementes não atingem grandes distâncias, caracterizando desta forma seu padrão agregado.

Segundo Ricklefs (2003) as distribuições agrupadas podem resultar da predisposição social em formar grupos, das distribuições agrupadas de recursos, da

proximidade espacial de parentes descendentes ou quando suas sementes têm fraca distribuição, além da possibilidade das árvores formarem agrupamentos de indivíduos via reprodução vegetativa.

Murphy e Lugo (1986) comentam que padrões agregados são comuns para todas as florestas tropicais e acrescentam que tais padrões também são encontrados em florestas tropicais secas.

Assim como *Croton blanchetianus*, *Mimosa tenuiflora* também apresenta dispersão autocórica. Mendes Júnior (2009) em uma área de caatinga após 20 anos de corte raso em Floresta - PE também verificou padrão de distribuição agregado para esta espécie.

Calixto Júnior (2009) afirma que dentre os aspectos ecológicos de *M. tenuiflora* que podem explicar este comportamento destaca-se a dispersão descontínua e irregular, onde a agregação é comum entre táxons com essa característica. Em trabalho realizado por este autor no fragmento de caatinga do município de Petrolina-PE, foi verificado pela análise do índice de Payandeh, que as espécies dominantes ocorrem unidas ou em pequenas manchas, corroborando com os resultados de Martins *et al.* (2003) e Santana (2009), que afirmam ser comum a ocorrência deste fato em florestas tropicais, onde espécies mais abundantes surgem agrupadas ou com tendência ao agrupamento.

De acordo com Nasi (1993) espécies de estádios iniciais de sucessão e que habitam locais alterados, tendem a se agregar. O autor ainda caracteriza essas espécies como agressivas, sendo adaptadas a variadas condições ecológicas.

**TABELA 7.** Padrão de distribuição espacial das espécies pelo Índice de Agregação de Payandeh ( $P_i$ ), nas áreas em estágio inicial de sucessão, Fazenda Tamanduá, Santa Terezinha – PB. N = Números de Indivíduos;  $P_i$  = Índice de Payandeh.

<b>Espécie</b>	<b>N</b>	<b><math>P_i</math></b>	<b>Padrão</b>
<i>Mimosa tenuiflora</i>	309	15,14	Agrupado
<i>Cereus jamacaru</i>	3	0,50	Aleatório
<i>Poincianella pyramidalis</i>	9	0,66	Aleatório
<i>Caesalpinia ferrea</i>	4	2,12	Agrupado
<i>Croton blanchetianus</i>	15	2,66	Agrupado
<i>Bauhinia cheilantha</i>	3	1,33	Tendência ao agrupamento

O padrão de distribuição espacial na área em estágio sucessional intermediário (Tabela 8) apresentou sete táxons (46,66%) com padrão de agrupamento, três (20%) com padrão de tendência ao agrupamento (regular) e cinco (33,33%) com padrão de não agrupamento (aleatório). As espécies de maior VI (*Poincianella pyramidalis*, *Croton blanchetianus* e *Mimosa tenuiflora*) apresentaram padrão de agregação agrupado. A maioria das espécies encontradas neste estágio apresenta dispersão autocórica, inclusive *Poincianella pyramidalis* (SILVA & RODAL, 2009).

*P. pyramidalis* apresentou elevada razão variância/média ( $Pi = 12,51$ ), com média de 46,8 indivíduos por parcela, sendo que a ocorrência de apenas 19 indivíduos em uma parcela resultou no aumento para o cálculo da variância, promovendo o aumento do índice de Payandeh. Da mesma forma ocorreu para *Mimosa tenuiflora*, com média de 20,2 indivíduos por parcela, a ocorrência de apenas 2 indivíduos amostrados em uma parcela gerou alto valor para a variância, fornecendo um aumento o índice de Payandeh ( $Pi = 12,31$ ).

Santana *et al.* (2011), na Estação Ecológica do Seridó (EsEc-Seridó), também verificaram o padrão de distribuição de *Poincianella pyramidalis* do tipo agregado, semelhante ao que foi observado por Santana (2009) para *Croton blanchetianus* e por Fabricante *et al.* (2009) para *P. pyramidalis*. Esses autores atribuíram as características de agregação destas espécies à 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.

Mendes Junior *et al.* (2009), ao verificar o padrão de distribuição espacial das espécies de caatinga em Floresta – PE utilizando vários índices de agregação, relatam que a maioria das espécies apresentaram distribuição agregada e comenta que isso se deve a uma estratégia da caatinga de se estabelecer com grande quantidade de indivíduos em áreas que sofreram alguma perturbação, como no ambiente em estudo.

Marangon (2011) afirma que é comum a ocorrência de espécies mais abundantes apresentarem padrão de distribuição agrupado ou com tendência ao agrupamento em ambientes de caatinga. Este autor ressalta, no entanto, que trabalhos referentes a padrão espacial de caatinga ainda são bastante incipientes, tornando a comparação dos resultados reduzidos.

**TABELA 8.** Padrão de distribuição espacial das espécies pelo Índice de Agregação de Payandeh ( $Pi$ ), nas áreas em estágio intermediário de sucessão, Fazenda Tamanduá, Santa Terezinha – PB. N = Números de Indivíduos;  $Pi$  = Índice de Payandeh.

<b>Espécie</b>	<b>N</b>	<b><math>Pi</math></b>	<b>Padrão</b>
<i>Poincianella pyramidalis</i>	234	12,51	Agrupado
<i>Mimosa tenuiflora</i>	101	12,31	Agrupado
<i>Croton blanchetianus</i>	135	7,31	Agrupado
<i>Piptadenia stipulacea</i>	21	5,04	Agrupado
<i>Anadenanthera colubrina</i>	15	3,66	Agrupado
<i>Cereus jamacaru</i>	4	0,87	Aleatório
<i>Aspidosperma pyriformis</i>	7	0,57	Aleatório
<i>Caesalpinia ferrea</i>	3	3,00	Agrupado
<i>Bauhinia cheilantha</i>	7	3,07	Agrupado
<i>Commiphora leptophloeos</i>	3	0,5	Aleatório
<i>Tabebuia impetiginosa</i>	3	1,33	Tendência ao agrupamento
<i>Combretum leprosum</i>	4	0,87	Aleatório
<i>Cynophalla flexuosa</i>	3	1,33	Tendência ao agrupamento
<i>Myracrodunon urundeuva</i>	1	1,00	Aleatório
<i>Erythroxylum pungens</i>	4	1,5	Tendência ao agrupamento

O padrão de distribuição espacial na comunidade em estágio tardio apresentou 15 táxons (71,42%) com padrão de agrupamento, dois (9,52%) com padrão de tendência ao agrupamento (regular) e quatro (19,04%) com padrão de não agrupamento (aleatório) (Tabela 9).

Das dez espécies de maior VI apenas *Poincianella pyramidalis* não apresentou padrão de agregação agrupado. Tal espécie, de maior VI no estágio tardio, apresentou padrão de tendência ao agrupamento, diferente do demonstrado nas áreas em estágio inicial (aleatório) e intermediário (agrupado). Este padrão de distribuição mais regular pode ser justificado pela influência da competição no ambiente com outras espécies de características sucessionais mais tardias que *Poincianella pyramidalis*, nas quais podem apresentar maior competitividade, promovendo assim a redução de sua abundância ao longo do tempo.

Algumas espécies encontradas no estágio tardio, como *Croton blanchetianus*, *Commiphora leptophloeos*, *Aspidosperma pyriformis*, *Combretum leprosum*, *Amburana*

*cearensis* e *Cynophalla flexuosa*, apresentaram alta razão variância/média em função da diferença na distribuição da quantidade de indivíduos nas parcelas.

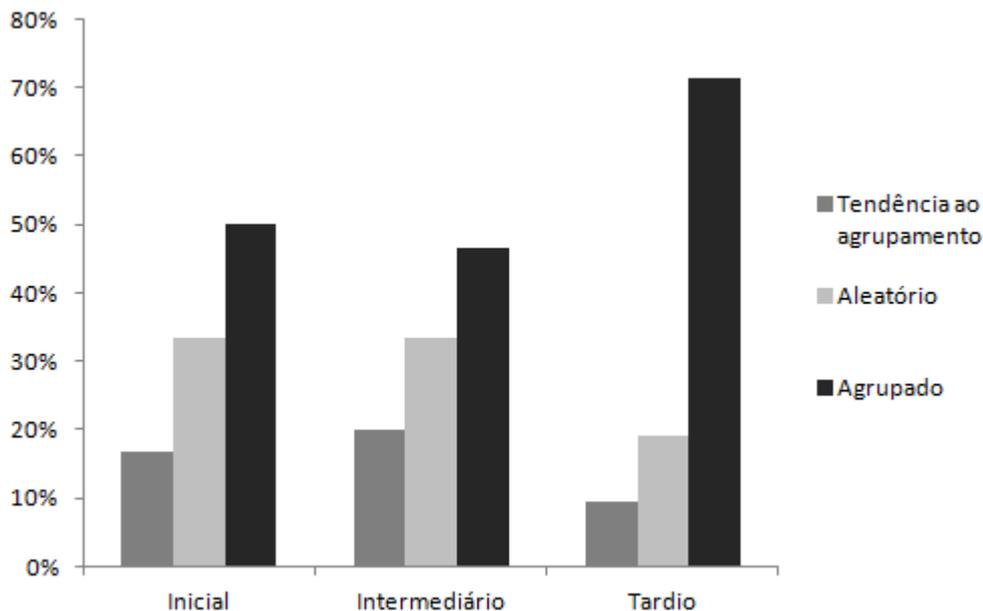
As espécies com padrão de distribuição aleatório apresentaram pouca importância na participação da estrutura do povoamento, em todos os estádios de sucessão analisados. Espécies com apenas um indivíduo amostrado, como *Myracroduon urundeuva* no estádio intermediário, além de *Ziziphus joazeiro* e *Caesalpinia ferrea* no estádio tardio, apresentaram distribuição aleatória. Nascimento *et al.* (2001) e Calixto Júnior (2009) afirmam que espécies assim amostradas possivelmente necessitam de maior área de amostragem ou distribuição diferenciada nas unidades amostrais, para a melhor descrição do seu padrão de distribuição de seus indivíduos no espaço.

**TABELA 9.** Padrão de distribuição espacial das espécies pelo Índice de Agregação de Payandeh ( $P_i$ ), nas áreas em estádio tardio de sucessão, Fazenda Tamanduá, Santa Terezinha – PB. N = Números de Indivíduos;  $P_i$  = Índice de Payandeh.

<b>Espécie</b>	<b>N</b>	<b><math>P_i</math></b>	<b>Padrão</b>
<i>Poincianella pyramidalis</i>	216	1,32	Tendência ao agrupamento
<i>Commiphora leptophloeos</i>	96	13,76	Agrupado
<i>Anadenanthera colubrina</i>	50	5,75	Agrupado
<i>Combretum leprosum</i>	38	9,97	Agrupado
<i>Amburana cearensis</i>	16	9,59	Agrupado
<i>Cnidocolus quercifolius</i>	9	4,00	Agrupado
<i>Sapium glandulosum</i>	26	23	Agrupado
<i>Aspidosperma pyriforme</i>	38	10,23	Agrupado
<i>Piptadenia stipulacea</i>	43	2,41	Agrupado
<i>Cynophalla flexuosa</i>	28	9,33	Agrupado
<i>Mimosa tenuiflora</i>	15	2,5	Agrupado
<i>Croton blanchetianus</i>	74	14,77	Agrupado
<i>Pseudobombax marginatum</i>	8	2,68	Agrupado
<i>Erythroxylum pungens</i>	26	4,55	Agrupado
<i>Cereus jamacaru</i>	2	0,75	Aleatório
<i>Myracroduon urundeuva</i>	3	0,5	Aleatório
<i>Cochlospermum insigne</i>	3	3,00	Agrupado
<i>Ziziphus joazeiro</i>	1	1	Aleatório
<i>Jatropha mollissima</i>	3	1,33	Tendência ao agrupamento
<i>Bauhinia cheilantha</i>	4	2,12	Agrupado
<i>Caesalpinia ferrea</i>	1	1	Aleatório

Observou-se que as comunidades postas em comparação nos diferentes estádios sucessionais (Figura 24), apresentaram o maior percentual de espécies (50%, 46,66% e 71,42% nos estádios inicial, intermediário e tardio, respectivamente) com padrão agrupado, seguidos de padrão aleatório (33,33%, 33,33% e 19,04%) e tendência a agrupamento (16,66%, 20% e 9,52%). Na comunidade tardia ocorreu maior percentual de espécies com padrão de distribuição agregado, enquanto que nas comunidades em estágio inicial e intermediário de sucessão, apesar do predomínio do padrão agrupado, houve maior percentual de espécies com padrão aleatório e com tendência ao agrupamento.

Foi observado, também, ao relacionar o valor de importância (VI) e a distribuição espacial, que as espécies dominantes ocorrem agrupadas, independente do estágio de sucessão, com exceção de *Poincianella pyramidalis* no estágio tardio, que apresentou padrão de distribuição com tendência ao agrupamento.



**Figura 26.** Proporção percentual dos diferentes padrões de distribuição espacial das espécies nos estádios de sucessão inicial, intermediário e tardio, Fazenda Tamanduá, Santa Terezinha – PB.

#### 4.4.7. Similaridade Florística

A Tabela 10 evidencia os índices de similaridade de Jaccard e Sørensen, calculados para os três estádios. Os índices de similaridade entre as fases sucessionais mostra maior semelhança, em termos de composição florística, entre o estágio de

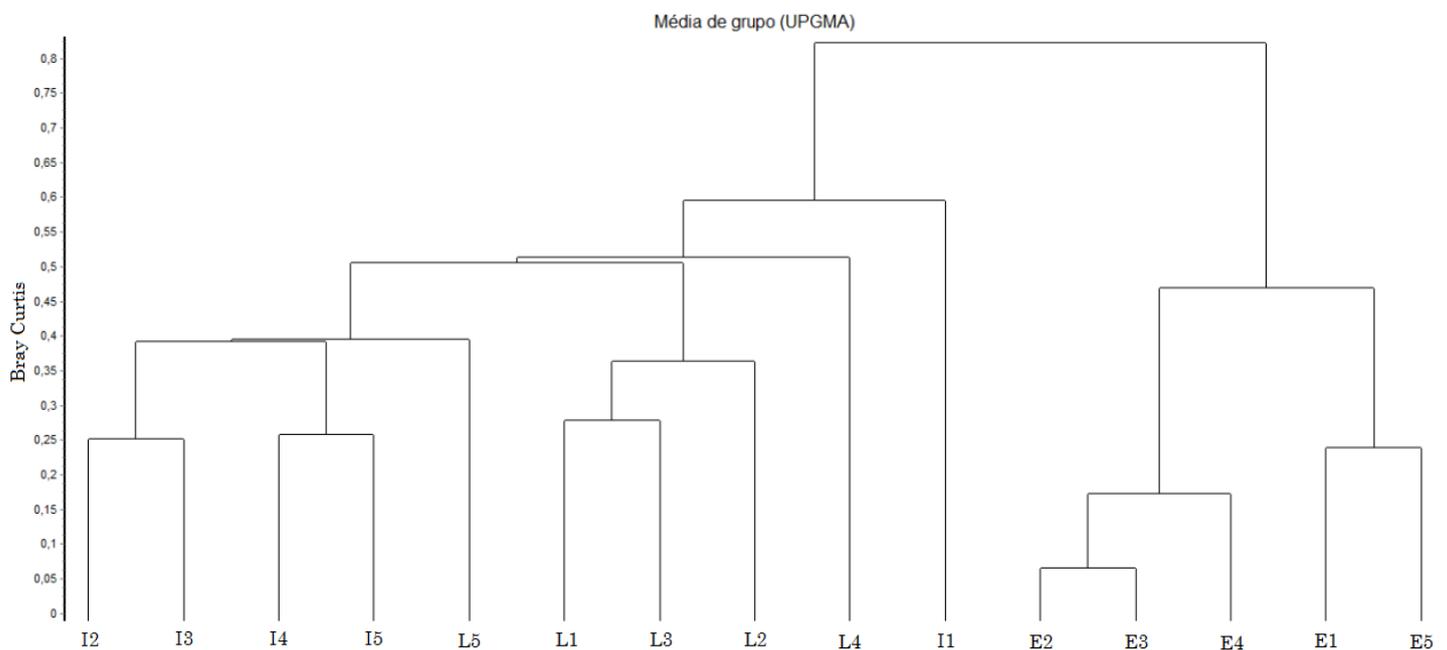
sucessão intermediário e o tardio, na ordem de 63,63% para o índice de Jaccard. Em geral, acima de 0,5 Jaccard indica alta similaridade (MAGURRAN, 1988). Considerando o cálculo de similaridade, segundo Sørensen, mantém-se a mesma hierarquia, mudando-se, porém, os valores. Segundo este índice, a semelhança entre o estágio intermediário e tardio é na ordem de 77,77%, o que comprova alta similaridade entre as duas comunidades. A semelhança entre o estágio inicial e intermediário foi de 40% para o índice de Jaccard e 57,14% para o índice de Sørensen. Valores considerados baixos, o que demonstra considerável variação florística no decorrer dos processos de sucessão para o desenvolvimento das comunidades. Os estádios inicial e tardio apresentaram similaridade de 28,57% para o índice de Jaccard, e 44,44% para o índice de Sørensen. Os índices encontrados entre estas duas comunidades podem ser considerados baixos, indicando haver diferenças florísticas significativas entre os dois estádios. Tal resposta já era esperada, tendo em vista que cada estágio sucessional apresenta um elenco de espécies próprias que lhe confere características fisionômicas peculiares.

**TABELA 10** - Índices de Similaridade entre os estádios sucessionais em ambientes de Caatinga, Fazenda Tamanduá, município de Santa Terezinha.

Estádios Sucessionais	Índice de Similaridade de Jaccard (%)	Índice de Similaridade de Sørensen (%)
Inicial / Intermediário	40,00	57,14
Inicial / Tardio	28,57	44,44
Intermediário / Tardio	63,63	77,77

Quanto à análise de agrupamento é possível observar a formação de 2 grupos (Figura 25) em nível de distância de Bray-Curtis máxima (Correlação Cofenética = 0,867528). O primeiro grupo (da direita para esquerda do dendrograma) foi composto pelas parcelas em estágio inicial de sucessão, com destaque para a similaridade entre as parcelas E2 e E3 em função da extrema abundância de *Mimosa tenuiflora*, e o segundo grupo foi formado por quatro subgrupos, cada qual apresentando um conjunto de características peculiares. Os dois primeiros subgrupos são formados por parcelas individuais, uma intermediária e outra tardia (I1 e L4), decorrente de singularidades na composição e abundância das espécies presentes. No caso da parcela L4, verificou-se a participação exclusiva da espécie *Sapium glandulosum* (Euphorbiaceae) e *Ziziphus joazeiro* (Rhamnaceae), além da significativa densidade de *Cynophalla flexuosa*

(Capparaceae) em relação às outras parcelas preservadas. Em relação à parcela I1, a sua particularização ocorreu devido à baixa riqueza na composição (apenas 6 espécies) com predominância de espécies iniciais. O terceiro subgrupo foi composto pelas parcelas em estágio tardio L1, L2 e L3, o quarto subgrupo foi formado pelas parcelas intermediárias I2, I3, I4, I5 e pela parcela preservada L5, que apresentou similaridade com as parcelas intermediárias devido a forte presença das espécies *Poincianella pyramidalis* e *Croton blanchetianus*.



**Figura 27.** Dendrograma de dissimilaridade pelo método ligação da média de grupo - UPGMA, baseado na Distância/Similaridade de espécies entre os estádios sucessionais. E=Inicial; I=Intermediário; L=Tardo. Fazenda Tamanduá, Santa Terezinha-PB.

As maiores dissimilaridades florísticas foram encontradas na distância superior a 50% e as maiores semelhanças abaixo de 26% (Figura 26). Semelhanças intermediárias ocorreram na faixa de distância entre 35% e 47%.

Apesar da distinção de cada grupo pelas particularidades nos elementos florísticos é possível observar que as parcelas postas em comparação entre os diferentes estádios compartilham uma significativa quantidade de espécies. Localmente, a altitude, profundidade e composição química do solo, topografia e micro nutrientes têm sido apontadas como importantes na seleção e estabelecimento das espécies (PAGANO & LEITÃO FILHO, 1987; RODRIGUES *et al.*, 1989). Nesse sentido, é perceptível que as

condições físico-ambientais (a exemplo da morfologia do terreno, características edáficas e localização geográfica) caracterizem um conjunto provável de fatores responsáveis pela similaridade ou dissimilaridade entre as áreas de vegetação (LACERDA *et al.*, 2005).

Bray Curtis															
1	E1														
2	0,4265	E2													
3	0,4388	0,0660	E3												
4	0,3504	0,1657	0,1798	E4											
5	0,2394	0,5814	0,5455	0,4727	E5										
6	0,9038	0,9383	0,8545	0,8881	0,7938	I1									
7	0,5543	0,6137	0,5508	0,5607	0,6190	0,4726	I2								
8	0,5035	0,6482	0,5842	0,5889	0,5224	0,4611	0,2521	I3							
9	0,8462	0,8855	0,8348	0,8558	0,7778	0,4359	0,3158	0,4397	I4						
10	0,7181	0,7874	0,7905	0,7340	0,6761	0,7257	0,3902	0,4245	0,2583	I5					
11	0,9899	0,9922	0,9846	0,9662	0,9686	0,8214	0,6271	0,6782	0,5917	0,5390	L1				
12	0,9699	0,9791	0,9588	0,9419	0,9365	0,7358	0,5478	0,5306	0,5357	0,4314	0,3755	L2			
13	0,8713	0,9039	0,8534	0,8857	0,8171	0,6751	0,4478	0,4872	0,4046	0,3471	0,2784	0,3540	L3		
14	0,9358	0,9420	0,9068	0,9300	0,8957	0,5656	0,5238	0,4875	0,5016	0,6125	0,5917	0,4945	0,4727	L4	
15	0,9186	0,9391	0,8884	0,9147	0,8545	0,4747	0,3457	0,4468	0,3080	0,4815	0,5137	0,4978	0,4038	0,4231	L5
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15

**Figura 28.** Matriz dos valores do Coeficiente de Distância de Bray-Curtis. E=Inicial; I=Intermediário; L=Tardo. Fazenda Tamanduá, Santa Terezinha-PB.

#### 4.4.8. Dinâmica Populacional dos Estádios Sucessionais

##### 4.4.8.1. Estádio Inicial de Sucessão

No levantamento de 2007 (Souza, 2007) foram registrados 213 indivíduos (236 ind.ha<sup>-1</sup>), distribuídos em 4 espécies botânicas, 4 gêneros e 3 famílias. Em 2010 foram registrados 212 indivíduos (235 ind.ha<sup>-1</sup>), distribuídos em 4 espécies, 4 gêneros e 3 famílias. Ao todo foram registrados 8 indivíduos mortos no intervalo analisado (2007-2010), todos pertencentes à espécie *Mimosa tenuiflora*, que apresentou taxa de mortalidade de 1,31%.ano<sup>-1</sup> registrada para a comunidade (Tabela 11). O recrutamento foi inferior à mortalidade neste intervalo de tempo (2007-2010), sendo registrados ao todo apenas 7 indivíduos (versus 8 mortos). Todo o recrutamento esteve concentrado em apenas duas espécies, *Mimosa tenuiflora* e *Croton blanchetianus*, com 6 e 1 indivíduos, respectivamente. Para *M. tenuiflora* o equilíbrio em razão do recrutamento e da mortalidade, calculado através da taxa de incremento populacional, resultou em perda de 0,3%.ano<sup>-1</sup> na densidade. A taxa de recrutamento para *M. tenuiflora* foi de 0,95%.ano<sup>-1</sup>, pouco inferior em relação à mortalidade. Já para *Croton blanchetianus* o recrutamento de um indivíduo no intervalo (2007-2010) resultou no balanço positivo de incremento populacional de 13,5%.ano<sup>-1</sup>.

Em relação ao crescimento, todas as espécies apresentaram incremento em área basal no intervalo de tempo de 2007 a 2010. *Cereus jamacaru* apresentou a maior média de crescimento para este parâmetro, com taxa de incremento periódico anual de 29 cm<sup>2</sup>.ano<sup>-1</sup>. *Mimosa tenuiflora* apresentou a menor taxa de crescimento em área basal neste período de análise no estágio inicial (1,88 cm<sup>2</sup>.ano<sup>-1</sup>). A taxa de mortalidade de *M. tenuiflora* no intervalo de tempo pode ter contribuído para o valor diminuto de crescimento em área basal em relação aos valores das outras espécies. Mesmo sendo a espécie dominante na comunidade inicial de sucessão, *M. tenuiflora* apresentou débito total de 2 indivíduos (em relação do primeiro inventário para 2010).

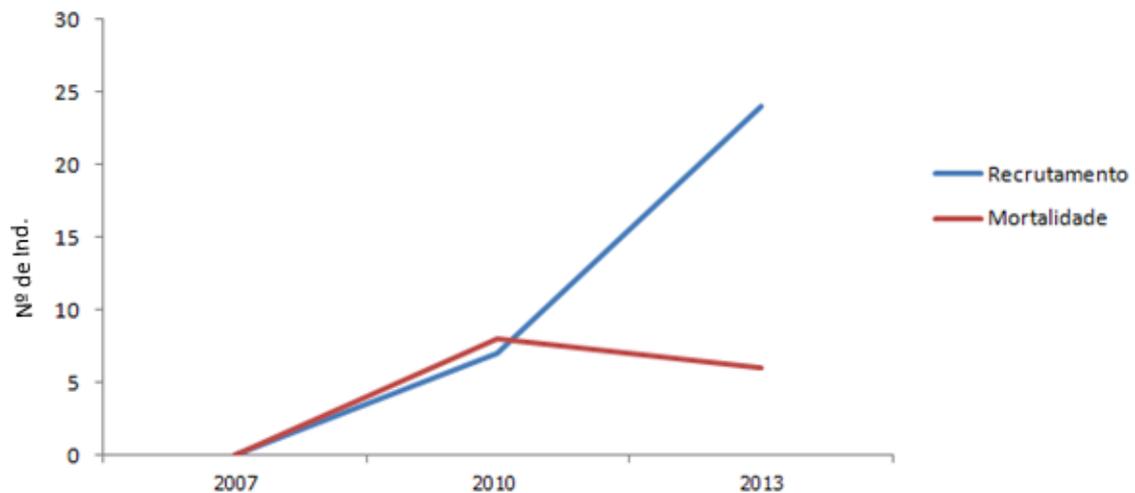
**TABELA 11.** Taxas de Mortalidade, Recrutamento, e Crescimento das espécies no estágio sucessional inicial. Levantamentos realizados nos anos de 2007 e 2010. Fazenda Tamanduá, Santa Terezinha, PB. *M* = Número de indivíduos mortos entre as medições. *No* = Número inicial de indivíduos. *Nf* = Número final de indivíduos. *me* = Taxa de Mortalidade. *I* = Número de indivíduos recrutados entre os levantamentos. *i* = Taxa de Recrutamento. *r* = Taxa de incremento populacional. *IPAbs* = Taxa de Crescimento em área basal.

Espécie	<i>No</i>	<i>Nf</i>	<i>M</i>	<i>me</i> (%)	<i>I</i>	<i>i</i> (%)	<i>r</i> (%)	<i>IPAbs</i> (cm <sup>2</sup> )
<i>Poincianella pyramidalis</i>	1	1	0	0	0	0	0	11,23
<i>Mimosa tenuiflora</i>	207	205	8	1,313	6	0,95	-0,3	1,88
<i>Croton blanchetianus</i>	2	3	0	0	1	13,51	13,5	8,30
<i>Cereus jamacaru</i>	3	3	0	0	0	0	0	29,00

No levantamento de 2013 foram registrados 230 indivíduos (255 ind.ha<sup>-1</sup>), distribuídos em 6 espécies botânicas, 6 gêneros e 3 famílias. Observou-se o surgimento de duas espécies (*Cesalpinia ferrea* e *Bauhinia cheilantha*) em relação aos levantamentos anteriores (2007-2010). Ao todo foram registrados 6 indivíduos mortos após o intervalo analisado (2010-2013), todos pertencentes à espécie *Mimosa tenuiflora*, que apresentou taxa de mortalidade de 0,99%. ano<sup>-1</sup> registrada para o estágio inicial (Tabela 12). O recrutamento foi superior à mortalidade no intervalo de tempo de 2010-2013, sendo registrados ao todo 24 indivíduos (versus 6 mortos). O recrutamento neste intervalo esteve concentrado na maioria das espécies (5 das 6 espécies), *Mimosa tenuiflora* apresentou a maioria dos indivíduos recrutados (17), correspondendo a 70,83% de todos os recrutados, gerando a taxa de recrutamento de 2,73%.ano<sup>-1</sup> para a espécie, valor superior em relação ao levantamento anterior (2007-2010). A maioria das espécies no estágio inicial apresentou balanço positivo de incremento populacional no intervalo

de tempo (4 das 6 espécies), gerando uma taxa média de incremento populacional de 13,07%.ano<sup>-1</sup>.

Podemos verificar o padrão de comportamento na dinâmica de densidade nos intervalos analisados no estágio inicial de sucessão (Figura 29), onde se observa valores próximos no primeiro período entre a mortalidade e recrutamento, e no segundo período verifica-se o declínio na mortalidade e aumento expressivo no recrutamento, ocasionado principalmente pelo aumento na densidade da espécie *Mimosa tenuiflora*.



**Figura 29.** Dinâmica de mortalidade e recrutamento no estágio inicial de sucessão nos períodos analisados (2007 – 2010) e (2010 – 2013). Fazenda Tamanduá, Santa Terezinha – PB.

Em relação ao crescimento em área basal, todas as espécies apresentaram incremento no intervalo de tempo de 2010 a 2013. *Cereus jamacaru* apresentou a maior média de crescimento para este parâmetro, com taxa de incremento periódico anual de 38,06 cm<sup>2</sup>.ano<sup>-1</sup>, seguida da espécie *Poincianella pyramidalis* (8,37 cm<sup>2</sup>.ano<sup>-1</sup>) (Tabela 12). *Mimosa tenuiflora* apresentou a menor taxa de crescimento em área basal entre as espécies neste período no estágio inicial (2,53 cm<sup>2</sup>.ano<sup>-1</sup>), mas com valor superior ao levantamento do intervalo anterior, entre 2007-2010 (1,88 cm<sup>2</sup>.ano<sup>-1</sup>). Cabe ressaltar que *M. tenuiflora*, no intervalo de 2010-2013, apresentou aumento populacional em relação do primeiro inventário.

**TABELA 12.** Taxas de Mortalidade, Recrutamento, e Crescimento das espécies no estágio sucessional inicial. Levantamentos realizados nos anos de 2010 e 2013. Fazenda Tamanduá, Santa Terezinha, PB. *M* = Número de indivíduos mortos entre as medições. *No* = Número inicial de indivíduos. *Nf* = Número final de indivíduos. *me* = Taxa de Mortalidade. *I* = Número de indivíduos recrutados entre os levantamentos. *i* = Taxa de Recrutamento. *r* = Taxa de incremento populacional. *IPAbs* = Taxa média de Crescimento em área basal.

Espécie	<i>No</i>	<i>Nf</i>	<i>M</i>	<i>me</i> (%)	<i>I</i>	<i>i</i> (%)	<i>r</i> (%)	<i>IPAbs</i> (cm <sup>2</sup> )
<i>Poincianella pyramidalis</i>	1	3	0	0	2	36,62	36,6	8,370
<i>Mimosa tenuiflora</i>	205	216	6	0,99	17	02,73	01,74	2,531
<i>Croton blanchetianus</i>	3	5	0	0	2	17,02	17,00	5,253
<i>Cereus jamacaru</i>	3	3	0	0	0	0	0	38,06
<i>Caesalpinia ferrea</i>	0	1	0	0	1	0	0	7,003
<i>Bauhinia cheilantha</i>	0	2	0	0	2	23,1	23,1	7,429

#### 4.4.8.2. Estádio Intermediário de Sucessão

No levantamento de 2007 foram registrados 334 indivíduos (371 ind.ha<sup>-1</sup>), distribuídos em 12 espécies botânicas, 12 gêneros e 7 famílias. Em 2010 foram registrados 249 indivíduos (276 ind.ha<sup>-1</sup>), distribuídos em 11 espécies, 11 gêneros e 6 famílias. Ao todo foram registrados 99 indivíduos mortos neste intervalo analisado (2007-2010). *Mimosa tenuiflora* apresentou 73 indivíduos mortos, correspondendo a mais de 73% do total da mortalidade no intervalo, a referida espécie apresentou mais de 21%.ano<sup>-1</sup> na taxa de mortalidade. Outras espécies como *Piptadenia stipulacea* (8 indivíduos mortos - 14,24%.ano<sup>-1</sup>) e *Croton blanchetianus* (11 indivíduos mortos - 16,63%.ano<sup>-1</sup>) apresentaram consideráveis taxas de mortalidade anual em relação à quantidade de indivíduos amostrados inicialmente (Tabela 13). O recrutamento foi inferior à mortalidade neste intervalo de tempo (2007-2010), sendo registrados ao todo 14 indivíduos (versus 99 mortos). *Croton blanchetianus* deteve a maioria dos indivíduos recrutados (11), promovendo uma taxa de recrutamento de mais de 11%.ano<sup>-1</sup>, na qual foi responsável pela estabilidade da população da espécie em relação à densidade inicial no intervalo.

Para *Mimosa tenuiflora*, espécie mais abundante no levantamento de 2007 no estágio intermediário, o equilíbrio em razão do recrutamento e da mortalidade, resultou em perda de mais de 21%.ano<sup>-1</sup> na densidade pela taxa de incremento populacional no intervalo até 2010. Já para *Poincianella pyramidalis*, segunda espécie de maior densidade no levantamento de 2007, praticamente manteve sua densidade, havendo a

perda de apenas um indivíduo no intervalo de 2007 até 2010. Isto pode ser explicado pelo mecanismo de substituição de espécies, em que os padrões temporais de abundância das populações são modificados na comunidade, onde *M. tenuiflora* diminuiu sua população drasticamente na fase intermediária de sucessão secundária, sendo substituída em densidade e importância estrutural por *P. pyramidalis*, que é uma espécie maior competidora para fases sucessionais posteriores (FABRICANTE *et al.*, 2009).

A maioria das espécies apresentou incremento positivo em área basal no intervalo de tempo entre 2007 e 2010 no estágio intermediário. *Croton blanchetianus*, que apresentou equilíbrio no balanço entre recrutamento e mortalidade, evidenciou crescimento em área basal com taxa de incremento periódico anual de  $1,94 \text{ cm}^2 \cdot \text{ano}^{-1}$  (Tabela 13). Entretanto, algumas espécies como *Mimosa tenuiflora*, *Combretum leprosum*, *Cynophalla flexuosa* e *Cereus jamacaru*, apresentaram taxas de crescimento negativo em área basal. O fenômeno do crescimento negativo em árvores foi documentado em outros estudos realizados nos neotrópicos (SELHORST, 2005). De acordo com Araújo (1998) na caatinga ocorrem variações sazonais entre os anos. Essas variações, segundo a autora, talvez gerem influências diferenciadas entre anos no crescimento das plantas.

**TABELA 13.** Taxas de Mortalidade, Recrutamento, e Crescimento das espécies no estágio sucessional intermediário. Levantamentos realizados nos anos de 2007 e 2010. Fazenda Tamanduá, Santa Terezinha, PB. *M* = Número de indivíduos mortos entre as medições. *No* = Número inicial de indivíduos. *Nf* = Número final de indivíduos. *me* = Taxa de Mortalidade. *I* = Número de indivíduos recrutados entre os levantamentos. *i* = Taxa de Recrutamento. *r* = Taxa de incremento populacional. *IPAbs* = Taxa de Crescimento em área basal.

Espécie	<i>No</i>	<i>Nf</i>	<i>M</i>	<i>me</i> (%)	<i>I</i>	<i>i</i> (%)	<i>r</i> (%)	<i>IPAbs</i> (cm <sup>2</sup> )
<i>Poincianella pyramidalis</i>	105	104	3	0,94	2	0,61	- 0,3	4,16
<i>Anadenanthera colubrina</i>	3	2	1	13,51	0	0	- 13,5	5,17
<i>Combretum leprosum</i>	5	5	0	0	0	0	0	- 3,83
<i>Aspidosperma pyrifolium</i>	2	2	0	0	0	0	0	2,94
<i>Piptadenia stipulacea</i>	24	17	8	14,24	1	01,41	- 11,5	0,67
<i>Cynophalla flexuosa</i>	2	2	0	0	0	0	0	- 1,06
<i>Mimosa tenuiflora</i>	155	82	73	21,22	0	0	- 21,2	- 1,70
<i>Tabebuia impetiginosa</i>	1	0	1	100	0	0	- 100	0
<i>Croton blanchetianus</i>	28	28	11	16,63	11	11,04	0	1,94
<i>Cereus jamacaru</i>	3	2	1	13,5	0	0	- 13,5	- 35,92
<i>Jatropha mollissima</i>	3	2	1	13,51	0	0	- 13,5	0,11
<i>Bauhinia cheilantha</i>	3	3	0	0	0	0	0	1,66

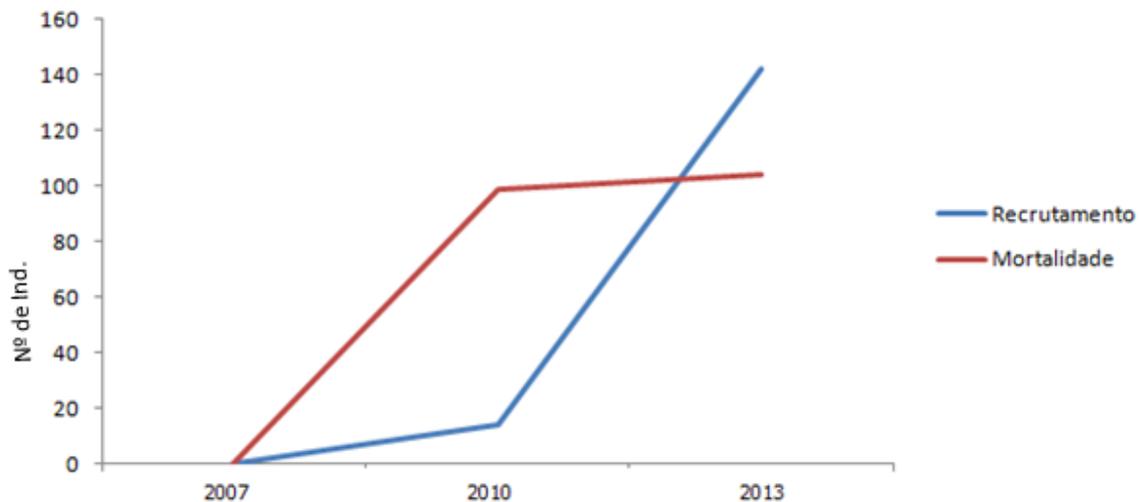
No levantamento de 2013 foram registrados 287 indivíduos ( $318 \text{ ind. ha}^{-1}$ ), distribuídos em 14 espécies botânicas, 14 gêneros e 9 famílias (Tabela 14). Foi verificado o surgimento de duas espécies (*Commiphora leptophloeos* e *Myracrodruon urundeuva*) em relação ao levantamento feito em 2007 e três espécies (*Tabebuia impetiginosa*, *Commiphora leptophloeos* e *Myracrodruon urundeuva*) em relação a 2010. Ao todo foram registrados 104 indivíduos mortos no intervalo analisado (2010-2013). A espécie *Mimosa tenuiflora* apresentou 72 indivíduos mortos, correspondendo a mais de 69% do total da mortalidade no intervalo, valores muito próximos em relação ao intervalo anterior (2007-2010). A referida espécie apresentou taxa de mortalidade muito superior em relação aos anos anteriores, mais de  $70\% \cdot \text{ano}^{-1}$  (versus  $21\% \cdot \text{ano}^{-1}$  em 2007-2010). Entretanto, o recrutamento foi bastante expressivo para *M. tenuiflora* (64 recrutas) e para *Croton blanchetianus* (58 recrutas), na qual se estipulou taxas de recrutamento anual de mais de  $66\% \cdot \text{ano}^{-1}$  e  $45\% \cdot \text{ano}^{-1}$  para as duas espécies, respectivamente. Cabe ressaltar o equilíbrio populacional estabelecido pela população de *M. tenuiflora* nos seus valores de densidade inicial e final no segundo levantamento (2010 – 2013) em relação ao primeiro (2007 – 2010) onde ocorreu expressiva redução na abundância da espécie em decorrência da elevada mortalidade não compensada pelo recrutamento. De acordo com Marín *et al.* (2005) as taxas anuais de mortalidade registradas em florestas tropicais secas variam consideravelmente.

É importante ressaltar também o incremento populacional de *Croton blanchetianus* no segundo intervalo analisado ( $34,1\% \cdot \text{ano}^{-1}$ ) (versus 0% no primeiro intervalo). Além disso, foi observada em campo a quantidade expressiva de indivíduos próximos ao critério de inclusão da amostragem (DAP=3 cm), que certamente nos próximos anos irão fazer parte da população amostrada.

A espécie mais abundante no intervalo entre 2010 e 2013, *Poincianella pyramidalis*, apresentou balanço negativo no que se refere ao incremento populacional, com mortalidade de 14 indivíduos e recrutamento de apenas três. No entanto, a maioria das espécies apresentou balanço positivo no incremento populacional no estágio intermediário dentro do intervalo, com taxa média de incremento populacional de  $8,28\% \cdot \text{ano}^{-1}$ .

O padrão de comportamento da dinâmica de densidade entre os intervalos apresentou no primeiro período analisado aumento sensível na densidade no estágio

intermediário de sucessão, decorrente prioritariamente pelo aumento populacional de *Croton blanchetianus*. Em contrapartida, verificou-se intensa mortalidade ocasionada principalmente pela espécie *Mimosa tenuiflora* (Figura 30). No segundo período analisado foi verificado aumento sensível na mortalidade da comunidade em relação ao período anterior e um aumento exorbitante nas taxas de recrutamento para a maioria das espécies mais importantes no estágio intermediário, como em *Mimosa tenuiflora* e *Croton blanchetianus*.



**Figura 30.** Dinâmica de mortalidade e recrutamento no estágio intermediário de sucessão nos períodos analisados (2007 – 2010) e (2010 – 2013). Fazenda Tamanduá, Santa Terezinha – PB.

Diferentemente do que ocorreu no intervalo anterior (2007 - 2010), entre 2010 e 2013 ocorreu incremento em área basal para todas as espécies presentes no estágio intermediário de sucessão, com destaque *Poincianella pyramidalis*, que quase dobrou o incremento periódico anual em área basal ( $8,18 \text{ cm}^2 \cdot \text{ano}^{-1}$  entre 2010 e 2013) em relação ao intervalo anterior ( $4,16 \text{ cm}^2 \cdot \text{ano}^{-1}$  entre 2007 e 2010). O aumento em área basal e a diminuição do número de árvores encontrada no segundo período analisado para *Mimosa tenuiflora* pode decorrer do fato de mesmo ter havido a morte de muitas árvores, houve compensação em termos volumétricos pelo recrutamento e do crescimento de árvores grandes (maior área basal). Por outro lado, o aumento em área basal da espécie *Croton blanchetianus* teve, sem dúvidas, contribuição do recrutamento de novos indivíduos muito maior que a mortalidade, além do crescimento ocasionado, certamente, pelas condições apropriadas para o desenvolvimento da população, principalmente no segundo período observado.

**TABELA 14.** Taxas de Mortalidade, Recrutamento, e Crescimento das espécies no estágio sucessional intermediário. Levantamentos realizados nos anos de 2010 e 2013. Fazenda Tamanduá, Santa Terezinha, PB. *M* = Número de indivíduos mortos entre as medições. *No* = Número inicial de indivíduos. *Nf* = Número final de indivíduos. *me* = Taxa de Mortalidade. *I* = Número de indivíduos recrutados entre os levantamentos. *i* = Taxa de Recrutamento. *r* = Taxa de incremento populacional. *IPAbs* = Taxa de Crescimento em área basal.

Espécie	<i>No</i>	<i>Nf</i>	<i>M</i>	<i>me</i> (%)	<i>I</i>	<i>i</i> (%)	<i>r</i> (%)	<i>IPAbs</i> (cm <sup>2</sup> )
<i>Poincianella pyramidalis</i>	104	93	14	04,81	3	01,09	-03,7	8,184
<i>Anadenanthera colubrina</i>	2	3	1	23,1	2	36,62	13,5	2,778
<i>Combretum leprosum</i>	5	3	2	17,02	0	0	-17,00	5,010
<i>Aspidosperma pyrifolium</i>	2	4	1	23,1	3	46,21	23,1	1,714
<i>Piptadenia stipulacea</i>	17	13	5	11,61	1	02,66	-08,9	1,429
<i>Cynophalla flexuosa</i>	2	3	0	0	1	13,51	13,5	3,705
<i>Mimosa tenuiflora</i>	82	74	72	70,13	64	66,71	-03,4	5,095
<i>Tabebuia impetiginosa</i>	0	2	0	0	2	23,1	23,1	5,446
<i>Croton blanchetianus</i>	28	78	8	11,21	58	45,36	34,1	4,078
<i>Cereus jamacaru</i>	2	3	0	0	1	13,51	13,5	42,25
<i>Jatropha mollissima</i>	2	2	0	0	0	0	0	0,439
<i>Bauhinia cheilantha</i>	3	7	1	13,51	5	41,75	28,2	5,996
<i>Commiphora leptophloeos</i>	0	1	0	0	1	0	0	1,780
<i>Myracrodouon urundeuva</i>	0	1	0	0	1	0	0	30,08

#### 4.4.8.3. Estádio Tardio de Sucessão

Foram registrados 349 indivíduos (387 ind.ha<sup>-1</sup>) no levantamento de 2007, distribuídos em 16 espécies botânicas, 16 gêneros e 9 famílias. Em 2010 foram registrados 318 indivíduos (353 ind.ha<sup>-1</sup>), distribuídos em 16 espécies, 16 gêneros e 9 famílias. Foram registrados 45 indivíduos mortos neste intervalo (2007-2010). *Poincianella pyramidalis* apresentou 11 indivíduos mortos, e taxa de mortalidade de 2,97%.ano<sup>-1</sup>. Outras espécies como *Combretum leprosum* (7 indivíduos mortos - 20,95%.ano<sup>-1</sup>), *Piptadenia stipulacea* (8 indivíduos mortos - 8,94%.ano<sup>-1</sup>) e *Commiphora leptophloeos* (10 indivíduos mortos - 3,1%.ano<sup>-1</sup>) apresentaram consideráveis taxas de mortalidade anual em relação à quantidade de indivíduos amostrados inicialmente (Tabela 15). O recrutamento foi inferior à mortalidade neste intervalo de tempo (2007-2010), sendo registrados ao todo 14 indivíduos recrutados (versus 45 mortos). *Poincianella pyramidalis* apresentou a maioria dos indivíduos recrutados (4), mas com taxa de recrutamento de apenas 1%.ano<sup>-1</sup>. A maior taxa de

recrutamento foi da espécie *Croton blanchetianus* (46,2%.ano<sup>-1</sup>), que apresentou 3 indivíduos recrutados entre 2007 e 2010.

Para *Poincianella pyramidalis*, espécie mais abundante no levantamento no primeiro período analisado, o equilíbrio em razão do recrutamento e da mortalidade, resultou num déficit na taxa de incremento populacional de 1,8%.ano<sup>-1</sup> na densidade. Da mesma forma, *Commiphora leptophloeos*, segunda espécie de maior densidade no levantamento de 2007, apresentou perda de 3,1%.ano<sup>-1</sup> na densidade pela taxa de incremento populacional no intervalo de 2007 até 2010.

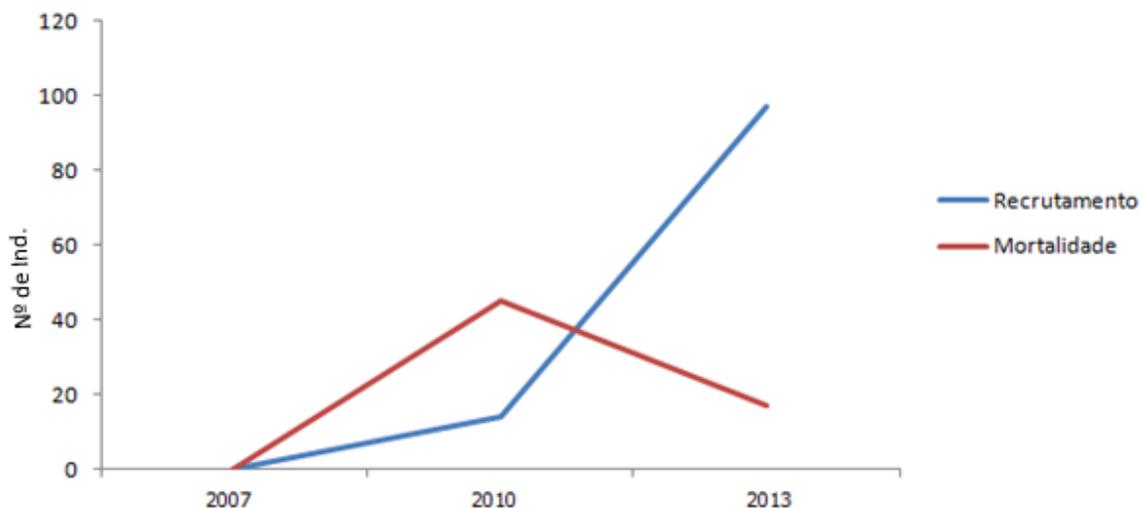
A maioria das espécies apresentou incremento positivo em área basal no intervalo de tempo entre 2007 e 2010 no estágio tardio de sucessão. Neste período de análise o estágio inicial de sucessão apresentou a maior média de crescimento em área basal (12,6 cm<sup>2</sup>.ano<sup>-1</sup>), o estágio intermediário apresentou média negativa de crescimento em área basal (-2,15 cm<sup>2</sup>.ano<sup>-1</sup>), devido principalmente à mortalidade de um indivíduo de *Cereus jamacaru* de grande espessura, e o estágio tardio de sucessão apresentou média de crescimento em área basal de apenas 0,16 cm<sup>2</sup>.ano<sup>-1</sup>.

**TABELA 15.** Taxas de Mortalidade, Recrutamento, e Crescimento das espécies no estágio sucessional tardio. Levantamentos realizados nos anos de 2007 e 2010. Fazenda Tamanduá, Santa Terezinha, PB. *M* = Número de indivíduos mortos entre as medições. *No* = Número inicial de indivíduos. *Nf* = Número final de indivíduos. *me* = Taxa de Mortalidade. *I* = Número de indivíduos recrutados entre os levantamentos. *i* = Taxa de Recrutamento. *r* = Taxa de incremento populacional. *IPAbs* = Taxa de Crescimento em área basal.

Espécie	<i>No</i>	<i>Nf</i>	<i>M</i>	<i>me</i> (%)	<i>I</i>	<i>i</i> (%)	<i>r</i> (%)	<i>IPAbs</i> (cm <sup>2</sup> )
<i>Poincianella pyramidalis</i>	129	122	11	02,97	4	01,01	- 01,8	1,25
<i>Commiphora leptophloeos</i>	90	82	10	03,1	2	00,73	- 03,1	1,93
<i>Anadenanthera colubrina</i>	14	15	1	02,47	2	04,45	02,2	0,51
<i>Combretum leprosum</i>	15	8	7	20,95	0	0	- 0,209	- 2,43
<i>Amburana cearensis</i>	1	1	0	0	0	0	0	2,38
<i>Cnidocolus quercifolius</i>	10	10	0	0	0	0	0	- 0,975
<i>Aspidosperma pyriforme</i>	15	14	1	02,29	0	0	- 02,3	1,72
<i>Piptadenia stipulacea</i>	34	28	8	08,94	2	01,9	- 06,4	0,36
<i>Cynophalla flexuosa</i>	1	2	0	0	1	23,1	23,1	1,43
<i>Mimosa tenuiflora</i>	10	8	2	07,43	0	0	- 07,4	- 4,09
<i>Croton blanchetianus</i>	1	4	0	0	3	46,2	46,2	1,93
<i>Pseudobombax marginatum</i>	5	5	0	0	0	0	0	0,028
<i>Erythroxylum pungens</i>	11	10	1	03,17	0	0	- 03,1	0,42
<i>Cereus jamacaru</i>	2	2	0	0	0	0	0	- 2,97
<i>Jatropha mollissima</i>	7	4	3	18,65	0	0	- 18,6	- 0,14
<i>Bauhinia cheilantha</i>	4	3	1	09,58	0	0	- 09,5	1,26

No levantamento de 2013 foram registrados 398 indivíduos ( $442 \text{ ind. ha}^{-1}$ ), distribuídos em 18 espécies botânicas, 18 gêneros e 11 famílias. Observou-se o surgimento de duas espécies (*Cochlospermum insigne* e *Myracrodruon urundeuva*) em relação ao período anterior (2007 – 2010). Ao todo foram registrados 17 indivíduos mortos no intervalo analisado (2010-2013). A espécie de maior mortalidade, *Commiphora leptophloeos*, apresentou apenas 6 indivíduos mortos, e  $2,53\% \cdot \text{ano}^{-1}$  na taxa de mortalidade no intervalo (Tabela 16). No que diz respeito ao recrutamento no período em análise pode-se verificar que foi bastante expressivo no segundo intervalo (2010 – 2013), com 97 recrutas, onde destacaram-se as espécies *Poincianella pyramidalis*, *Amburana cearensis*, *Anadenanthera colubrina* e *Erythroxylum pungens*, que apresentaram alto recrutamento e taxa de incremento populacional. Quando comparado ao período anterior (2007 – 2010) verifica-se que, ao contrário do que aconteceu neste intervalo, entre 2010 e 2013 ocorreu balanço positivo na relação recrutamento e mortalidade (incremento populacional) muito mais significativo do que nos outros estádios sucessionais.

Observando o padrão de comportamento na dinâmica de mortalidade e recrutamento no estágio tardio, podemos verificar que no primeiro período (2007 – 2010) ocorreu pequeno aumento na densidade, e no segundo período (2010 – 2013), foi constatado aumento bastante significativo no recrutamento (Figura 31). Em relação à mortalidade, observou-se considerável redução do segundo período analisado em relação ao primeiro.



**Figura 31.** Dinâmica de mortalidade e recrutamento no estágio tardio de sucessão nos períodos analisados (2007 – 2010) e (2010 – 2013). Fazenda Tamanduá, Santa Terezinha – PB.

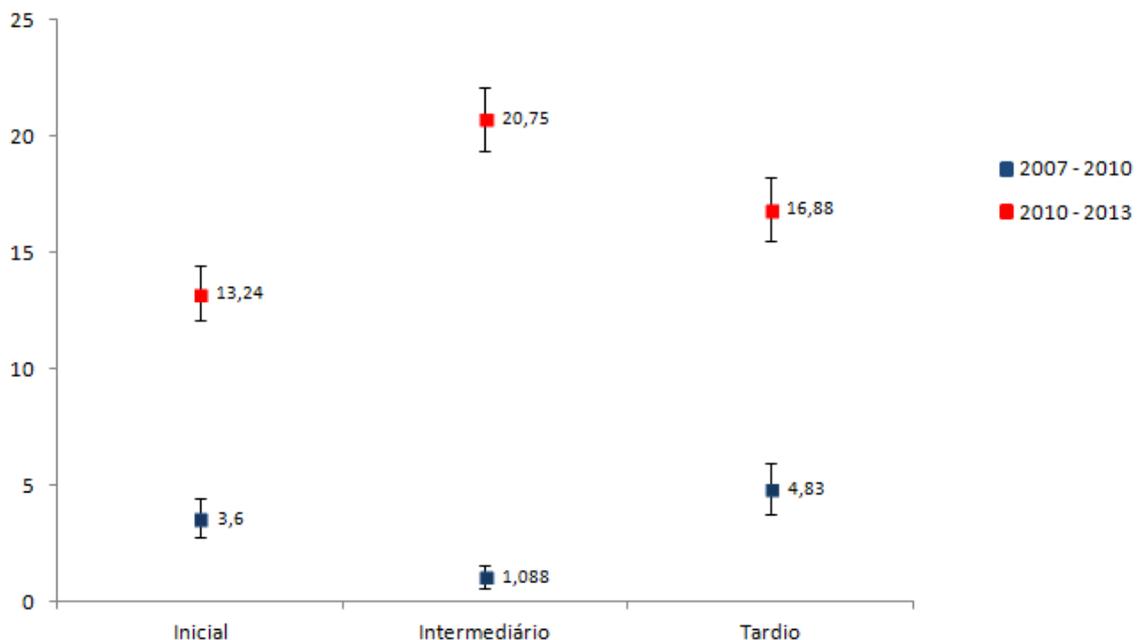
No que se refere ao crescimento em área basal no segundo período (2010 – 2013) a maioria das espécies apresentou incremento positivo. *Poincianella pyramidalis*, mais abundante no estágio tardio de sucessão, apresentou mais de 3 cm<sup>2</sup>.ano<sup>-1</sup> na taxa de incremento periódico anual de área basal (Tabela 16). A espécie *Combretum leprosum* apresentou a maior taxa de crescimento em área basal no segundo período analisado (9,49 cm<sup>2</sup>.ano<sup>-1</sup>).

**TABELA 16.** Taxas de Mortalidade, Recrutamento, e Crescimento das espécies no estágio sucessional tardio. Levantamentos realizados nos anos de 2010 e 2013. Fazenda Tamanduá, Santa Terezinha, PB. *M* = Número de indivíduos mortos entre as medições. *No* = Número inicial de indivíduos. *Nf* = Número final de indivíduos. *me* = Taxa de Mortalidade. *I* = Número de indivíduos recrutados entre os levantamentos. *i* = Taxa de Recrutamento. *r* = Taxa de incremento populacional. *IPAbs* = Taxa de Crescimento em área basal.

Espécie	<i>No</i>	<i>Nf</i>	<i>M</i>	<i>me</i> (%)	<i>I</i>	<i>i</i> (%)	<i>r</i> (%)	<i>IPAbs</i> (cm <sup>2</sup> )
<i>Poincianella pyramidalis</i>	122	138	2	0,55	18	04,65	04,1	3,335
<i>Commiphora leptophloeos</i>	82	80	6	02,53	4	01,71	-00,8	-1,738
<i>Anadenanthera colubrina</i>	15	33	2	04,77	20	31,05	26,2	5,291
<i>Combretum leprosum</i>	8	12	1	04,45	5	17,96	13,5	9,496
<i>Amburana cearensis</i>	1	16	0	0	15	92,41	92,4	- 0,253
<i>Cnidocolus quercifolius</i>	10	10	0	0	0	0	0	- 0,959
<i>Aspidosperma pyriforme</i>	14	14	0	0	0	0	0	-3,653
<i>Piptadenia stipulacea</i>	28	26	2	02,47	0	0	-02,4	3,153
<i>Cynophalla flexuosa</i>	2	4	0	0	2	23,1	23,1	- 0,071
<i>Mimosa tenuiflora</i>	8	8	2	09,58	2	09,58	0	1,413
<i>Croton blanchetianus</i>	4	13	0	0	9	39,28	39,2	2,454
<i>Pseudobombax marginatum</i>	5	5	0	0	0	0	0	2,228
<i>Erythroxylum pungens</i>	10	25	2	07,43	17	37,98	30,5	4,301
<i>Cereus jamacaru</i>	2	2	0	0	0	0	0	-7,648
<i>Jatropha mollissima</i>	4	4	0	0	0	0	0	1,134
<i>Bauhinia cheilantha</i>	3	4	0	0	1	09,58	09,5	1,282
<i>Cochlospermum insigne</i>	0	3	0	0	3	36,62	36,6	3,221
<i>Myracrodon urundeuva</i>	0	1	0	0	1	0	0	0

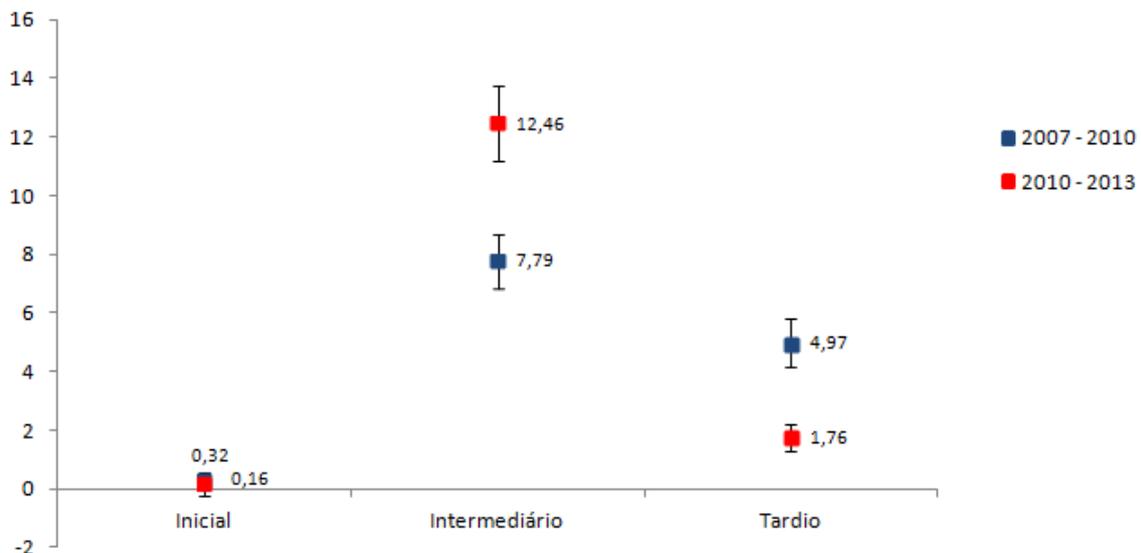
#### 4.4.8.4. Diferenças na Dinâmica Entre os Estádios Sucessionais

As médias das taxas de recrutamento apresentaram-se superiores no segundo período de análise em relação ao primeiro (Figura 32). No estágio intermediário de sucessão verifica-se a maior diferença entre os dois intervalos, ocasionado principalmente pela quantidade de recrutas de populações de *Mimosa tenuiflora* e *Croton blanchetianus* no segundo intervalo, espécies pioneiras típicas de fase inicial de sucessão. No estágio inicial de sucessão a diferença nos dois períodos se deu principalmente em decorrência do recrutamento de *Mimosa tenuiflora* no segundo intervalo analisado. Esta espécie apresentou a maior quantidade de indivíduos recrutas em estudo realizado por Carvalho e Felfili (2011), após intervalo de seis anos (2000-2006) em um fragmento de floresta estacional decidual sobre afloramentos calcários, localizado nos municípios de Iaciara (Fazenda Sabonete), considerado como um corredor ecológico prioritário para conservação da vegetação natural do Cerrado. No estágio tardio de sucessão a diferença entre os dois períodos ocorreu pelo aumento quantitativo no recrutamento das populações de *Poncianella pyramidalis*, *Anadenanthera colubrina*, *Amburana cearensis* e *Erythroxylum pungens*.



**Figura 32.** Taxas médias de recrutamento (%.ano<sup>-1</sup>) dos estágios inicial, intermediário e tardio de sucessão, com os respectivos desvios-padrão logaritimizadas. Fazenda Tamanduá, Santa Terezinha, PB.

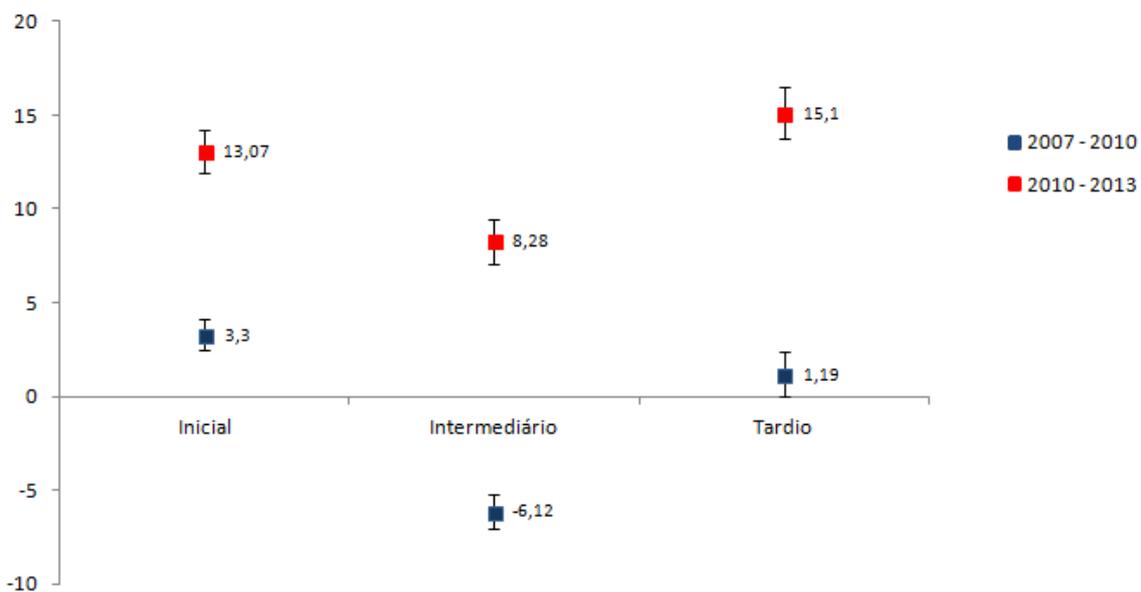
Observando a Figura 33 verifica-se que no estágio inicial as taxas de mortalidade se mantiveram diminutas nos dois períodos analisados, com apenas 8 indivíduos no primeiro intervalo e 6 indivíduos no segundo, ambos representantes da espécie *Mimosa tenuiflora*. No estágio intermediário constata-se diferença significativa nas taxas de mortalidade entre os dois períodos em análise. No primeiro intervalo houve menor média de mortalidade, sendo as espécies *Mimosa tenuiflora* e *Croton blanchetianus* contribuindo prioritariamente, e no segundo intervalo, além destas duas espécies, *Poincianella pyramidalis* também contribuindo para média superior nas taxas de mortalidade em relação ao primeiro período. PUTZ (1983), LIEBERMAN *et al.* (1985) e SWAINE & HALL (1983) comentam que, as espécies pioneiras características da floresta secundária tem, de maneira geral, maior taxa de mortalidade que as espécies de florestas primárias e apontam, entre as possíveis causas, o curto tempo de vida geneticamente controlado e a menor densidade da madeira que torna as árvores mais vulneráveis a ventos e tempestades tropicais devido à baixa resistência dos troncos. As elevadas médias das taxas de recrutamento ( $20,75\% \cdot \text{ano}^{-1}$ ) e mortalidade ( $12,46\% \cdot \text{ano}^{-1}$ ), no segundo período analisado, indicam que a floresta estudada em estágio intermediário de sucessão apresenta uma comunidade arbóreo-arbustiva altamente dinâmica.



**Figura 33.** Taxas médias de mortalidade ( $\% \cdot \text{ano}^{-1}$ ) dos estádios inicial, intermediário e tardio de sucessão, com os respectivos desvios-padrão logaritimizados. Fazenda Tamanduá, Santa Terezinha, PB.

No estágio tardio foram observados valores médios na taxa de mortalidade inferiores em relação ao estágio intermediário, com valor superior na média de mortalidade no primeiro período em relação ao segundo intervalo.

O balanço entre recrutamento e mortalidade nos estádios sucessionais apresentaram comportamentos semelhantes nos intervalos de tempo analisados pela taxa média de incremento populacional (Figura 34). No segundo período de análise (2010 – 2013) as comunidades vegetais em todos os estádios de sucessão apresentaram-se com média superior em incremento populacional em relação ao primeiro período analisado (2007- 2010). Segundo Aquino *et al.* (2007) padrões encontrados no recrutamento podem ser modificados por pequenas perturbações antrópicas ou naturais. No entanto, embora ter-se registrado no segundo intervalo, pontualmente no ano de 2012, um período de extrema escassez de pluviosidade, as comunidades responderam positivamente no que diz respeito à dinâmica populacional, independentemente da fase de sucessão.



**Figura 34.** Taxas médias de incremento populacional (%.ano<sup>-1</sup>) dos estádios inicial, intermediário e tardio de sucessão, com os respectivos desvios-padrão logaritimizados. Fazenda Tamanduá, Santa Terezinha, PB.

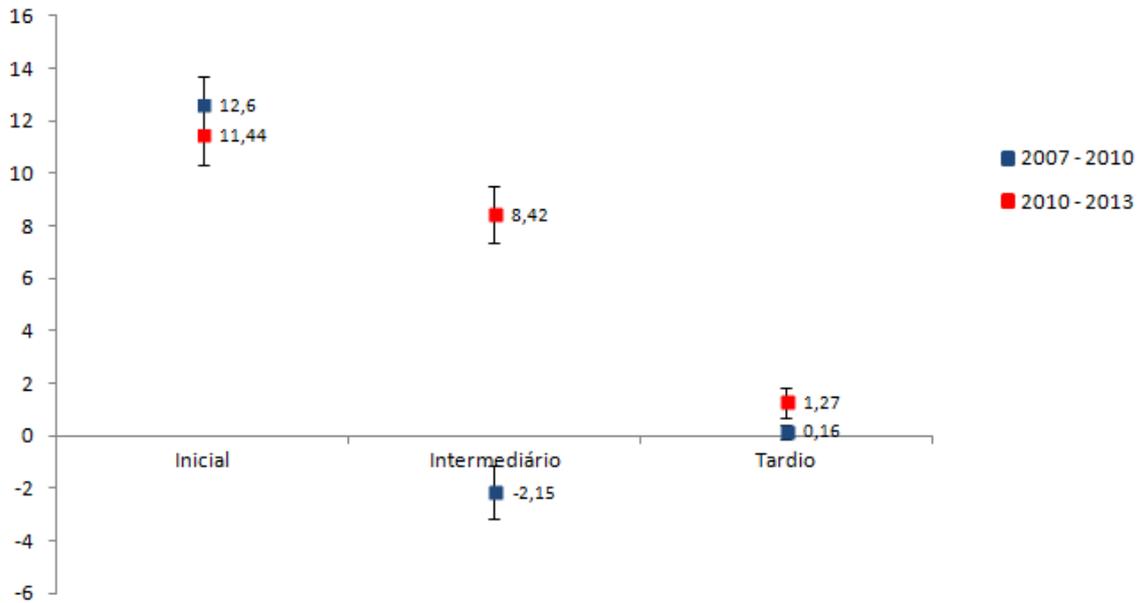
De acordo com Araújo (1998) o regime climático na caatinga possibilita a ocorrência de um padrão na dinâmica populacional. Entretanto, era esperado que o período de mais seca tivesse influência negativa na dinâmica das populações arbóreo-arbustivas em todos os estádios de sucessão da caatinga, considerando a disponibilidade

hídrica como o fator mais limitante nas florestas estacionais (MURPHY & LUGO, 1986). Porém, foi constatado que durante a seca mais severa, as comunidades vegetais aumentaram suas médias das taxas de incremento populacional. Segundo Araújo *et al.* (1998) possivelmente mecanismos de ajuste, que permitam a sobrevivência dessas espécies diante de estresse hídrico, possibilitem manter o desenvolvimento da comunidade ao longo do tempo.

Diversos estudos em florestas tropicais vêm demonstrando que os distúrbios naturais (ex. secas severas, tempestades, alagamentos) ou antrópicos (ex. fragmentação, bordas, queimadas, corte seletivo) influenciam na mortalidade, e, conseqüentemente, no recrutamento, agindo como fortes determinantes na dinâmica florestal (CONDIT *et al.*, 1995; OLIVEIRA-FILHO *et al.*, 1997; LAURANCE *et al.*, 1998; WERNECK & FRANCESCHINELLI, 2004; BAKER *et al.*, 2005; CARVALHO & FELFILI, 2011). De acordo com Chazdon *et al.* (2007) o balanço positivo em favor do recrutamento em comunidades vegetais sugere tratar-se de estruturas florestais em fase de construção, padrão normalmente atribuído a florestas estruturalmente instáveis e que sofreram distúrbios pretéritos. No entanto, como no caso da comunidade em estágio tardio estudada encontrar-se preservada, é coerente afirmar que o padrão obtido esteja associado a aspectos naturais das populações (CONDIT *et al.*, 1995; NAKAGAWA *et al.*, 2000; SLIK, 2004).

As taxas médias de crescimento em área basal apresentaram-se distintas entre os estádios sucessionais (Figura 35). No estágio inicial em ambos os períodos ocorreu elevado incremento, ocasionado principalmente pelas espécies *Cereus jamacaru* e *Poincianella pyramidalis*. Lima (1996) afirma que o *C. jamacaru* desenvolve-se nas áreas mais secas da região semiárida do Nordeste, em solos rasos, sobre rochas e se multiplica regularmente, cobrindo extensas áreas da caatinga. No local de estudo em estágio inicial de sucessão esta espécie mesmo com poucos indivíduos apresentou crescimento bastante significativo. No estágio intermediário, no primeiro período analisado (2007 – 2010) ocorreu uma média negativa na taxa de crescimento de área basal, ocasionado pela taxa de mortalidade e decréscimo (quebra de galhos ou perda parcial do tronco) de algumas espécies, como, *Combretum leprosum*, *Cynophalla flexuosa*, *Cereus jamacaru* e *Mimosa tenuiflora*. No segundo período analisado foi constatado aumento em área basal na maioria das espécies ocorrentes no estágio intermediário, justificado pela inclusão e recrutamento de indivíduos para classes diamétricas superiores. No estágio tardio de sucessão a taxa média de incremento

periódico de área basal apresentou valores reduzidos e próximos em ambos os períodos analisados, indicando uma possível estabilidade da dinâmica deste parâmetro na floresta.



**Figura 35.** Taxas médias de incremento periódico anual de área basal ( $\text{cm}^2.\text{ano}^{-1}$ ) dos estádios inicial, intermediário e tardio de sucessão, com os respectivos desvios-padrão logaritimizados. Fazenda Tamanduá, Santa Terezinha, PB.

## 5.0. CONCLUSÕES

- Do levantamento da composição florística nos diferentes estádios de sucessão da vegetação encontrada na Fazenda Tamanduá, pode-se concluir que:

Não foi constatado substituição na hierarquia de importância de famílias botânicas no transcurso da sucessão, de modo que tanto no estágio inicial, intermediário e tardio domina em absoluto a família Fabaceae, seguida por Euphorbiaceae;

No estágio de sucessão intermediário as espécies dominantes foram *Poincianella pyramidalis*, *Croton blanchetianus* e *Mimosa tenuiflora*, indicando que mesmo sendo conservadas atualmente, com mais de 30 anos de abandono de antropização, estas áreas apresentam lentidão da recuperação da riqueza de espécies em uma sucessão secundária, tendo como táxons dominantes duas espécies consideradas pioneiras muito comuns;

Nas comunidades em estágio tardio de sucessão ocorreu a maior riqueza e diversidade. *Poincianella pyramidalis* foi a mais representativa. A presença de algumas famílias como Anacardiaceae, Burseraceae e Capparaceae, representadas pelos táxons *Myracrodruon urundeuva*, *Commiphora leptophloeos* e *Cynophalla flexuosa*, respectivamente, indicam que essas áreas estão em processo de regeneração avançado, uma vez que são mais comumente encontradas em áreas de caatinga mais protegidas ou bem conservadas;

- Da análise da estrutura espacial e organização comunitária dos estratos vegetacionais nos estádios de sucessão inicial, intermediário e tardio concluem-se:

Para análise do estágio inicial *Mimosa tenuiflora* se apresentou de forma tão intensa nas parcelas que revelou certa uniformidade, representando o maior VI, assim como os maiores valores estimados para biomassa e cobertura;

Ficou constatado que, como em outros estudos envolvendo parâmetros estruturais em ecossistemas de caatinga, *M. tenuiflora* apresenta tendência à alta produtividade nos primeiros anos do processo de regeneração natural, e que ao passar do tempo essa característica tende a diminuir;

Os baixos índices de diversidade estimados para a comunidade em estágio inicial de sucessão justifica-se pelo histórico de intervenção antrópica da área, aliado ao retardo no processo da regeneração natural no ambiente;

Na comunidade em estágio intermediário de sucessão, as três espécies dominantes são consideradas pioneiras no processo de desenvolvimento de caatinga, apresentando os maiores índices de valor de importância (VI). A espécie mais importante nesta área, *Poincianella pyramidalis*, contribuiu com mais da metade da área basal total amostrada;

Constatou-se que no estágio tardio, apesar de apresentarem significativo grau de conservação, com espécies típicas de ambientes preservados de caatinga, poucas espécies contribuem com a maior parte de biomassa produzida pela vegetação;

As medições efetuadas nas três fases sucessionais demonstraram que, com a evolução do processo, ocorre: aumento da densidade total, aumento da diversidade florística, aumento da altura e do diâmetro das árvores, e aumento da estratificação arbórea;

A abundância foi diminuindo à medida que aumentava as classes de DAP nos estádios intermediário e tardio, mostrando a floresta com distribuição diamétrica em forma de J invertido. No estágio inicial foi observada maior concentração de indivíduos na segunda e terceira classe de DAP, explicada pela intervenção no processo natural de sucessão, mais necessariamente, provocado pelo corte raso e o pastoreio excessivo.

- Da análise da dinâmica populacional entre os estádios sucessionais da vegetação encontrada na Fazenda Tamanduá, pode-se concluir que:

O único intervalo que ocorreu redução na riqueza florística foi entre 2007 e 2010, no estágio intermediário de sucessão;

O estágio intermediário apresentou maior dinâmica de mortalidade e recrutamento entre os intervalos analisados em relação aos estádios inicial e tardio.

A espécie *Mimosa tenuiflora* foi substituída em abundância no estágio intermediário pela espécie *Poincianella pyramidalis* já no intervalo  $t_0$ , mantendo esta posição no segundo período analisado  $t_1$ ;

Os ingressos no estágio tardio foram mais expressivos no segundo intervalo analisado  $t_1$  (2010 – 2013), com espécies típicas de sucessão mais avançada de caatinga, como *Anadenanthera colubrina*, *Amburana cearensis* e *Erythroxylum pungens*, com exceção de *Poincianella pyramidalis*;

Os processos dinâmicos da vegetação ocorrem com intensidades diferentes, de acordo com o estágio de desenvolvimento sucessional.

## 6.0. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AB'SÁBER, A. N. **Dossiê Nordeste Seco**. São Paulo, USP - Instituto de Estudos Avançados. v.13.n.36, p.7-59. 1979.

AB'SÁBER, A. N. **Dossiê Nordeste seco Sertões e sertanejos: uma geografia humana sofrida**. Revista Estudos Avançados, São Paulo, v. 13, n. 36, p.7-68, 1999.

ACOT, P. **História da Ecologia**. Editora Campus, Rio de Janeiro. 212p. 1990.

AIDAR, M. P. M. **Ecologia do Araribá (*Centrobium tomentosum* Guill. Ex Benth.– Fabaceae) e o ecótopo Mata Ciliar da Bacia do Rio de Jacaré-pepira**. 1992. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Universidade de Campinas, Campinas - SP, 78p.

1992.

AIDE, T. M.; ZIMMERMAN, J. K.; PASCARELLA, J. B.; RIVERA, L. W.; MARCANO-VEGA, H. Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: Implications for restoration ecology. **Restoration Ecology**, v. 8, p. 328–338. 2000.

ALBUQUERQUE, S. G.; SOARES, J. G. G.; ARAÚJOFILHO, J. A. **Densidade de espécies arbustivas em vegetação de caatinga**. Petrolina: EMBRAPACPATSA. 9p.1982.

ALCOFORADO-FILHO, F. G.; SAMPAIO, E. V. S. B.; RODAL, M. J. N. Florística e fitossociologia de um remanescente de vegetação caducifólia espinhosa arbórea em Caruaru, Pernambuco. **Acta Botanica Brasilica**, v. 17, p. 289-305, 2003.

ALDER, D.; SILVA, J. N. M. An empirical cohort model for management of steadfast land forests in the Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 130, n. 1-3, p. 141-157, 2000.

ALMEIDA-NETO, J. X. **Estrutura fitossociológica, crescimento e bromatologia do feijão-bravo (*Capparis flexuosa* L.) no Curimataú paraibano, Brasil**. 2008. 69f. Dissertação (Mestrado em Agronomia), Universidade Federal da Paraíba, Areia, PB, 2008.

ALVES, D. S.; ESCADA, M. I. S.; PEREIRA, J. L. G.; LINHARES, C. A. Land use intensification and abandonment in Rondônia, Brazilian Amazônia. **International Journal of Remote Sensing**, v.24, n.4, p.899 – 903. 2003.

ALVES, J. J. A.; ARAÚJO, M. A.; NASCIMENTO, S. S. Degradação da Caatinga: uma investigação ecogeográfica. **Revista Caatinga**, v.22, p.26-135. 2009.

ALVES JUNIOR, F. T.; FERREIRA, R. L. C.; SILVA, J. A. A.; MARANGON, L. C.; COSTA JÚNIOR, R. F.; OLIVEIRA, S. Utilização do quociente de Liocourt na avaliação da distribuição diamétrica em fragmentos de floresta ombrófila aberta em Pernambuco. **Ciência Florestal**, v.2, n.2, p.307-319. 2010.

AMORIM, I. L.; SAMPAIO, E. V. S. B.; ARAÚJO, E. L. Flora e estrutura da vegetação arbustivo-arbórea de uma área de caatinga do Seridó, RN, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 19, p. 615-623, 2005.

ANDRADE, L. A.; PEREIRA, I. M.; LEITE, U. T.; BARBOSA, M. R. V. Análise da cobertura de duas fitofisionomias de caatinga, com diferentes históricos de uso, no município de São João do Cariri, Estado da Paraíba. **Revista Cerne**, v.11, n.3, p. 253-262. 2005.

ANDRADE, M. V. M.; ANDRADE, A. P.; SILVA, D. S. Levantamento florístico e estrutura fitossociológica do estrato herbáceo e subarbustivo em áreas de caatinga no Cariri Paraibano. **Revista Caatinga**, v.22, n.1, p.229-237, 2009.

ANDRADE-LIMA, D. Vegetação. In: IBGE. **Atlas Nacional do Brasil**. Rio de Janeiro: Conselho Nacional de Geografia, p.512. 1966.

ANDRADE-LIMA, D. The caatingas dominium. **Revista Brasileira de Botânica**, v.4, n.2, p.149-153, 1981.

ANDRADE-LIMA, D. **Plantas das Caatingas**. Rio de Janeiro, Academia Brasileira de Ciências. 243p. 1989.

ANDRADE-LIMA, D. **O domínios das Caatingas**. Recife: UFRPE - Empresa Pernambucana de Pesquisa Agropecuária, CNPq, 48p. 1992.

APG II. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG II. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v.141, p.399-436. 2003.

APLET, G. H.; VITOUSEK, P. M. An age-elevation matrix analysis of Hawaiian rainforest succession. **Journal Ecology**, v. 82, p.137-147. 1994.

APPOLINÁRIO, V.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; GUILHERME, F. A. G. Tree population and community dynamics in a Brazilian tropical semideciduous forest. **Revista Brasileira de Botânica**, v.28, n.2, p.347-360, 2005.

AQUINO, F. G.; WALTER, B. M. T; RIBEIRO, J. F. Woody community dynamics in two fragments of "cerrado" stricto sensu over a seven - year period (1995-2002), MA, Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**. v.30:113-121. 2007.

ARAÚJO FILHO, J. A.; SOUSA, F. B.; CARVALHO, F. C. Pastagens no semiárido: Pesquisa para o desenvolvimento sustentável. In: Simpósio Sobre Pastagens Nos Ecossistemas Brasileiros, 32. 1995, Brasília. **Anais...** Brasília: SBZ, p. 63-75. 1995.

ARAÚJO FILHO, J. A; CARVALHO, F. C. Desenvolvimento sustentado da Caatinga. In: ALVAREZ V. **O solo nos grandes domínios morfoclimáticos do Brasil e o desenvolvimento sustentado**. Viçosa: SBCS: p.125-133. 1996.

ARAÚJO, G.M.; HARIDASAN, M. Estrutura fitossociológica de duas matas mesófilas semidecíduas, em Uberlândia, Triângulo Mineiro. **Naturalia**. v.22, p.115-129.1997.

ARAÚJO, E. L. **Aspectos da dinâmica populacional de duas espécies em floresta tropical seca (Caatinga) no Nordeste do Brasil**. 1998. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal). Universidade Estadual de Campinas, Campinas, São Paulo. 78p. 1998.

ARAÚJO, F. S.; SAMPAIO, E. V. S. B.; RODAL, M. J. N. Organização comunitária do componente lenhoso de três áreas de carrasco em Novo Oriente-CE. **Revista Brasileira de Biologia**, v.58, n.1, p.85-95. 1998.

ARAÚJO, F. S.; MARTINS, F. R. Fisionomia e organização da vegetação do carrasco no planalto da Ibiapaba, Estado do Ceará. **Acta Botanica Brasilica** v.13, n.1, p.1-14. 1999.

ARAÚJO, D. S. D. **Análise florística e fitogeográfica das restingas do Estado do Rio de Janeiro**. 2000. Tese (Doutorado em Ecologia). Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro. RJ. 130p. 2000.

ARAÚJO, E. L.; FERRAZ, E. M. N. Processos ecológicos mantenedores da diversidade vegetal na caatinga: estado atual do conhecimento. p.115-128. In: CLAUDINO-SALES, V. **Ecossistemas brasileiros: manejo e conservação**. Fortaleza, Expressão Gráfica e Editora. 2003.

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

ARAÚJO, E. L.; SILVA, K. A.; FERRAZ, E. M. N. Diversidade de herbáceas em microhabitats rochoso, plano e ciliar em uma área de Caatinga, Caruaru, PE, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 19, p. 285-294, 2005.

ARAÚJO, L. V. C. **Composição florística, fitossociológica e influência dos solos na estrutura da vegetação em uma área de caatinga no semiárido paraibano**. 2007. Tese (Doutorado em Agronomia). Universidade Federal da Paraíba - UFPB, Areia, PB. 121f. 2007.

ARAÚJO, E. L.; FERRAZ, E. E. M. N. Análise da vegetação: amostragem, índices de diversidade e utilidades na etnobotânica. In: ALBUQUERQUE, U. P.; LUCENA, R. F. P.; CUNHA, L. V. F. C. **Métodos e Técnicas na pesquisa etnobotânica**. Editora Comunigraf, Recife, Brasil. p.161-198. 2008.

ARCE, J. E.; PIZATTO, W.; SANQUETTA, C. R.; WENDLING, J. L. G.; MAESTRI, R. Utilização das matrizes de transição na avaliação e simulação precoces do crescimento de povoamentos de *Pinus taeda* L. **Revista Floresta**, Curitiba, v. 27, n. 1-2, p. 83-98, 1997.

AREVALO, L. A.; ALEGRE, J. C.; VILCAHUAMAN, L. J. M. **Metodologia para estimar o estoque de carbono em diferentes sistemas de uso da terra**. Colombo – PR: EMBRAPA/CNPQ. (Embrapa Floresta, Documento 73). 41p. 2002.

ARRIAGA, L. Types and causes of tree mortality in a tropical montane cloud forest of Tamaulipas, Mexico. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v.16, n. 5, p. 623-636, 2000.

AULD, T. D. Population dynamics of the shrub *Acacia suaveolens* Willd. survivorship throughout the life cycle a synthesis. **Australian Journal of Ecology**. v.12(2): 139-152. 1987.

AURINO, A. N. B. **Avaliação dos impactos da extração da lenha sobre a diversidade vegetal no município de Tenório, Seridó Oriental paraibano: uma perspectiva biológica e social**. 2007. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) – UFPB, João Pessoa. 100f. 2007.

BAKER, T. R.; SWAINE, M. D.; BURSLEM, D. F. R. P. Variation in tropical forest growth rates: combined effects of functional group composition and resource availability. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v.6, n.1/2, p.21-36, 2003.

BAKER, P. J.; BUNYAVECHEWIN, S.; OLIVER, C. D.; ASHTON, P. S. Disturbance history and historical stand dynamics of a seasonal tropical forest in western Thailand. **Ecological Monographs**. v.75, p.317–343. 2005.

BALVANERA, P.; LOTT, E.; SEGURA, G.; SIEBE, C.; ISLAS, A. Patterns of beta diversity in a Mexican tropical dry forest. **Journal of Vegetation Science**, v.13, p.145-158. 2002.

BARBOSA, M. R. V.; LIMA, I. B.; LIMA, J. R.; CUNHA, J. P.; AGRA, M. F.; THOMAS, W. W. Vegetação e flora no cariri paraibano. **Oecologia Brasiliensis**, v.11, n.3, p.313-322, 2007.

BARROS, P. L. C. **Estudo das distribuições diamétricas da floresta do Planalto Tapajós – Pará**. 1908. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal). Curitiba. Universidade Federal do Paraná. 89p. 1980.

BATISTA, J. L. F. **Mensuração de árvores**: Uma introdução à Dendrometria. Departamento de Ciências Florestais, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 45p. 1998.

BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecologia de indivíduos à ecossistemas**. 4ª Ed. Artmed Editora S/A. Porto Alegre. 752p. 2007.

BISCHOFF, J. F.; CHAVERRI, P.; WHITE, J. R.; Clarification of the host substrate of *Ascopolyporus* and description of *Ascopolyporus philodendrus* sp. nov. **Mycologia** v.97, p.710–717. 2005.

BRAUN-BLANQUET, J.; PAVILLARD, J. **Vocabulaire de Sociologie Végétale**. Imp. Lemaire-Ardres, Montpellier. 1922.

BROKAW, N. V .L.; WALKER, L. R. Summary of the effects of Caribbean hurricanes on vegetation. **Biotropica**, v.23, p.442–447. 1991.

BROWN-BLANQUET, J. **Sociologia Vegetal**: Estudio de las comunidades vegetales. Acme, Nuenos Áries. 44p. 1950.

BRAUN-BLANQUET, J. **Sociologia Vegetal**: bases para el estudio estudio de las comunidades vegetais. Madrid: Blume. 1979.

BROWER, J. E.; ZAR, J. H. **Field and laboratory methods for general ecology**. 2ª ed. Dubuque: Wm. C. Publishers, 226p. 1984.

BROWN, S; LUGO, A. E. Tropical secondary forests. **Journal of Tropical Ecology**. v.6, p. 1-32. 1990.

BRUCE, D.; SCHUMACHER, F. X. **Forest mensuration**. 3ªed. New York: Mc. Graw Hill, 483p. 1950.

BUDOWSKI, G. Distribution of tropical american rain forest species in the light of successional processes. **Turrialba**. v.15(1), p.40-42. 1965.

CABRAL, V. A. R. **Dinâmica de um fragmento de mata ciliar do Rio Grande em Bom Sucesso - Minas Gerais**. 1999. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal). Universidade Federal de Lavras, UFLA. 74p. 1999.

CAIN, S. A.; CASTRO, G. M. C.; PIRES, J. M.; SILVA, N. T. Application of some phytosociological techniques to Brazilian rain forest. **American Journal of Botany**. v.43, p.911-941. 1956.

CALEGARIO, N.; SOUZA, A. L.; MARANGON, L. C.; SILVA, A. F. Parâmetros florísticos e fitossociológicos da regeneração natural de espécies arbóreas nativas no sub-bosque de povoamentos de *Eucalyptus*. **Revista Árvore**, Viçosa, v.17, p.16-29, 1993.

CALIXTO JÚNIOR, J. T. **Análise estrutural de duas fitofisionomias de caatinga em diferentes em diferentes estados de conservação no semiárido pernambucano**. 2009. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal de Campina Grande, Patos, PB. 95f. 2009.

CAMACHO, R. G. V. **Estudo fitofisiográfico da Caatinga do Seridó - Estação Ecológica do Seridó, RN**. 2001. Tese (Doutorado em Ecologia). Universidade de São Paulo, São Paulo, 130p. 2001.

CAMACHO, R. G. V.; BAPTISTA, G. N. M. Análise geográfica computadorizada aplicada à vegetação da caatinga em unidades de conservação do Nordeste: Estação Ecológica do Seridó-ESEC/RN/Brasil. Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 12, Goiânia, 2005. **Anais...** Goiânia, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, p. 2611-2618. 2005.

CAMPELLO, F. B.; GARIGLIO, M. A.; SILVA, J. A.; LEAL, A. M. A. **Diagnóstico florestal da região Nordeste**. Brasília: IBAMA/PNUD/BRA/93/033, 20p. 1999.

CANDOLLE, A. La distribution géographique des plantes de l'époque actuelle. In: MASSON, V.; KESSMANN, A. J. **Géographie botanique**: raisonnée ou exposition des faits principaux et de lois, Paris/Geneve. v.2. 1855.

CAPELO, J. **Conceitos e métodos da Fitossociologia**. Formulação contemporânea e métodos numéricos de análise da vegetação. Estação Florestal Nacional, Sociedade Portuguesa de Ciências Florestais, Oeiras, 107p. 2003.

CARDOSO, D. B. O. S.; QUEIROZ, L. P. Diversidade de Leguminosae nas caatingas de Tucano, BA: implicações para a fitogeografia do semiárido do Nordeste do Brasil. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v.58, n.2, p.379-371, 2007.

CARDOSO, J. F. M. F.; WITTE, J. I. J.; VAN DER VEER, H. W. Reproductive investment of the American razor clam *Ensis americanus* in the Dutch Wadden Sea, **Journal Sea Restore**, v.62, p.295–298, 2009.

CAREY, E. V.; BROWN, S.; GILLESPIE, A. J. R.; LUGO, A. E. Tree mortality in mature lowland tropical moist and tropical lower montane moist forests of Venezuela.

**Biotropica**, v.26, p.255-265. 1994.

CARVALHO, G. H. Contribuição para a determinação da reserva madeireira do Sertão Central do estado de Pernambuco. **Boletim de Recursos Naturais**, Recife, v.9, n.2, p.289-312. 1971.

CARVALHO, J. O. P. Dinâmica de florestas naturais e sua implicação para o manejo florestal. In: **Curso de manejo florestal sustentável**. Tópicos em manejo florestal sustentável. Colombo: Embrapa-CNPQ, p.43-55. 1997.

CARVALHO, D. A.; OLIVEIRA FILHO, A. T.; VILELA, E. A. Florística e fitossociologia da vegetação arbóreo-arbustiva de floresta ripária decídua do baixo Paranaíba (Santa Vitória, Minas Gerais). **Revista Árvore**. v.23, p.311-320. 1999.

CARVALHO, F. A.; FAGG, C. W.; FELFILI, J. M. Dinâmica populacional de *Acacia tenuifolia* (L.) Willd. em uma floresta decidual sobre afloramentos calcários no Brasil Central. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v.38, n.86, p.297-306, 2010.

CARVALHO, E. C. D. **Estrutura e estágios de sucessão ecológica da vegetação de caatinga em ambiente serrano no cariri paraibano**. 2010. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental). Universidade Estadual da Paraíba. 70p. 2010.

CARVALHO, F. A.; FELFILI, J. M. Aplicação da diversidade alfa e beta para definição de áreas prioritárias para conservação: uma análise das florestas deciduais sobre afloramentos calcários no Vale do Paranã. **Bioscience Journal**, v.27, n.5, p.830-838. 2011.

CASTELLETTI, C. H. M.; SANTOS, A. M. M.; TABARELLI M.; SILVA, J. M. C. Quanto ainda resta da Caatinga? Uma estimativa preliminar. In: LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. **Ecologia e conservação da Caatinga**. Ed. Universitária, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Brasil. p.719-734. 2003.

CASTRO, A. A. J. F. **Florística e fitossociologia de um cerrado marginal brasileiro, Parque Estadual de Vaçununga, Santa Rita do Passa Quatro-SP**. 1987. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Universidade Estadual de Campinas. São Paulo. 238p. 1987.

CAVALCANTI, A. D. C.; RODAL, M. J. N. Efeito de borda e dinâmica de plantas lenhosas em áreas de Caatinga em Carnaubais, RN. **Revista Caatinga**, v.23, n.1, p.41-50, 2010.

CHATFIELD, C.; COLLINS, A. J. **Introduction to multivariate analysis**. London, Chapman and Hall. 1983.

CHAZDON, R. L.; LETCHER, S. G.; VAN BREUGEL, M. ; MARTINEZ-RAMOS, M.; BONGERS, F.; FINEGAN, B. Rates of change in tree communities of secondary Neotropical forests following major disturbances. **Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences**, v.362, p.273-289. 2007.

CLARK, D. A.; CLARK, D. B. Climate-induced annual variation in canopy tree growth in Costa Rica tropical rain forest. **Journal of Ecology**. v.82, p.865-872. 1994.

CLARK, J. S.; BECKAGE, B.; CAMILL, P.; CLEVELAND, B.; LAMBERS, J. H. R.; LICHTER, J.; MCLACHLAN, J.; MOHAN, J.; WYCKOFF, P. Interpreting recruitment limitation in forests. **American Journal of Botany**, Columbus, v. 86, n.1, p.1-16, 1999.

CLARY, J. Rainfall seasonality determines annual/ perennial grass balance in vegetation of Mediterranean Iberian, **Plant Ecology**. v.195, p.13-20. 2008.

CLEMENTS, F. E. **Plant Succession**. Carnegie Institution, Publication 242, Washington, D.C. 1916.

CLEMENTS, F. E. Nature and structure of the climax. **Jornal of Ecology**. v.24, p.252-284. 1936.

CONDIT, R.; HUBBELL, S. P.; FOSTER, R. B. Mortality rates of 205 Neotropical tree and shrub species and the impact of a severe drought. **Ecological Monographs**. v.65, p.419-439. 1995.

CORRÊA, B. S.; VAN DEN BERG, E. Estudo da dinâmica da população de *Xylopia brasiliensis* Sprengel em relação a parâmetros populacionais e da comunidade em uma floresta de galeria em Itutinga, MG, Brasil. **Cerne**. v.8(1), p.1-12. 2002.

COSTA, K. C.; LIMA, A. L. A.; FERNANDES, C. F. M.; SILVA, M. C. N. A.; SILVA, A. C. B. L.; RODAL, M. J. N. Flora vascular e formas de vida em um hectare de caatinga no nordeste brasileiro. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v.4, p.48-54. 2009.

COWLES, H.C. The ecological relations of the vegetation on the sand dunes of lake Michigan. **Botanical Gazette**. v.27, p.361-391. 1899.

CRAWLEY, M. J. **Plant Ecology**, Second Edition. Blackwell Science Pub. 717p. 1997.

DAJOZ, R. **Ecologia Geral**. Rio de Janeiro, Editora Vozes, 472p. 1978.

DENSLOW, J. W. Gap partitioning among tropical rain forest trees. **Biotropica**, v.12, p.47-55, 1980.

DEWALT, S. J.; MALIAKAL, S. K.; DENSLOW, J. S. Changes in vegetation structure and composition along a tropical forest chronosequence: Implications for wildlife. **Forest Ecology Management**. v.182, p.139-151. 2003.

DINIZ, M. C. M. M. **Desenvolvimento e rebrota da cunhã (*Clitoria ternatea* L.) sob estresse hídrico, em associação com fungos micorrízicos-*Bradyrhizobium***. 1999. 78f. Dissertação (Mestrado em Solos - Agronomia) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife. 1999.

DOBBERTIN, M.; N. HILKER, M.; REBETEZ, N. E.; ZIMMERMANN, T.; WOHLGEMUTH, T; RIGLING, A. The upward shift in altitude of pine mistletoe (*Viscum album* ssp. *austriacum*) in Switzerland – the result of climate warming? **International Journal Biometeorology**. v.50, p.40-47. 2005.

DRUMMOND, M. A.; KIILL, L. H. P.; NASCIMENTO, C. E. S. Inventário e sociabilidade de espécies arbóreas e arbustivas da Caatinga na Região de Petrolina, PE. **Brasil Florestal**, n. 74, p.37-43. 2002.

DRUMMOND, G. M.; MARTINS, C. S.; MACHADO, A. B. M.; SABINO, F. A.; ANTONINI, Y. **Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para sua conservação**. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas. 222p. 2005.

DUIVENVOORDEN, L. J. **Biological Assessment of the Dee River, Central Queensland, III Biological Status of the Dee River in Relation to Acid Mine Drainage**: Report for the Queensland Government, Department of Minerals and Energy. 70p. 1995.

DUQUE, J. G. **O Nordeste e as lavouras xerófilas**. 2ª ed. Fortaleza, Banco do Nordeste do Brasil, 238p. 1964.

EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília: Embrapa, 412p. 1999.

ENCINAS, I. J.; SILVA, G. F.; PINTO, J. R. R. **Idade e crescimento das árvores**. Brasília, DF: UNB, 40p. 2005.

ENGEL, S. Status of Eurasian watermilfoil in Wisconsin. North Am. Lake Manage. **Society LakeLine**, v.13, n.2, p.10-13.1993.

FALEIRO, W.; SCHIAVINI, I. Ecologia populacional de *Faramea hyacinthina* Mart. (Rubiaceae) em duas formações florestais da Estação Ecológica do Panga, Uberlândia - MG. **Revista Científica da UFPA**, v.7, n.01, p.3-5. 2009.

FABRICANTE, J. R.; ANDRADE, L. A. Análise estrutural de um remanescente de caatinga no Seridó Paraibano. **Oecologia**, v.3, n.11, p.341-349. 2007.

FABRICANTE, J. R.; FEITOSA, S. S.; BEZERRA, F. T. C.; FEITOSA, R. C.; XAVIER, K. R. F. Análise populacional de *Caesalpinia pyramidalis* Tul. (Fabaceae Lindl.) na caatinga da região do Seridó nordestino. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 7, n.3, p.285-290, 2009.

FELFILI, J. M.; SILVA JÚNIOR, M. C. Distribuição dos diâmetros numa faixa de Cerrado na Fazenda Água Limpa (FAL) em Brasília, DF. **Acta Botanica Brasilica**, v.2, p.85-104. 1988.

FELFILI, J. M. Dynamics of the natural regeneration in the Gama gallery forest in Central Brazil over a six-year period (1985-1991). **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge University Press, New York, v. 11, p. 67-83, 1995.

FELFILI, J. M.; VENTUROLI, F. **Tópicos em análise de vegetação. Comunicações técnicas florestais**. Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia florestal. v.2, n.2. 2000.

FELFILI, J. M.; REZENDE, R. P. **Conceitos e métodos em fitossociologia**. Comunicações Técnicas Florestais. Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Florestal, Brasília. v.5, n.1. 2003.

FERRAZ, E. M. N.; RODAL, M. J. N.; SAMPAIO, E. V. S. B., Physiognomy and structure of vegetation along an altitudinal gradient in the semi-arid region of northeastern Brazil. **Phytocoenologia**, Berlin, v.33, n.1, p.71-92, 2003.

FERREIRA, R. L. C. **Análise estrutural da vegetação da estação florestal de experimentação de Açú-RN, como subsídio básico para o manejo florestal**. 1988. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 90p. 1988.

FERREIRA, C. A. C. **Variação florística e fisionômica da vegetação de transição campina, campinarana e floresta de terra firme na Amazônia central, Manaus (AM)**. 1997. Dissertação (Mestrado em Botânica). Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife. 112p. 1997.

FERREIRA, O. G. L.; SIEWRDT, L.; MEDEIROS, R. B.; LEVIEN, R.; PEDROSO, C. E. S. Atributos químicos do solo e regeneração de espécies espontâneas originárias do banco de sementes em campo nativo sob diferentes sistemas de cultivo. **Revista Brasileira Agrociência**, v.13, n.1, p.81-89, 2007.

FINEGAN, B. **Bases ecológicas de la silvicultura y la agroforesteria**. Turrialba - Costa Rica, Centro Agronômico Tropical de Investigacion y Ensenanza - CATIE, 153p. 1992.

FINEGAN, B.; SABOGAL, C. El desarrollo de sistemas de produccion sostenible en Bosque Tropical humedos da Bajura: Un studio de caso en Costa Rica (1ª parte). **El Chasqui**, v. 17, p. 3-21, 1988.

FINEGAN, B. Pattern and process in neotropical secondary rain forests: the first 100 years of successio. **Trends Ecology Evolution**, v.11, p.119-124. 1996.

FINOL, H. Nuevos parâmetros a considerar-se en el análises estructural de las selvas virgenes tropicales. **Revista Forestal Venezoelana**, Merida, v.14, n. 21, p. 24-42, 1971.

FIGUEIREDO, M. A. A microrregião salineira norterriograndense no domínio das caatingas. Mossoró: Escola Superior de Agricultura de Mossoró. **Coleção Mossoroense**, v.353. 44p.1987.

FONSECA, M. R. **Análise da vegetação arbustiva-arbórea da caatinga hiperxerófila do noroeste do estado de Sergipe**. Tese (Doutorado em Ecologia). Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 187p. 1991.

FLAHAULT, C.; SCHROTER, C. **Rapport sur la nomenclature phytogeographique**. Proceedings of the 3rd International Botanical Congress, Brussels. v.1, p.131-164. 1910.

FRANKIE, G. W.; BAKER, H. G.; OPLER, P. A. Comparative phonological studies of trees in tropical wet and dry forests in the lowlands of Costa Rica. **Journal of Ecology**, v.62, p.881-919. 1974.

GANDOLFI, S.; LEITÃO FILHO, H. F.; BEZERRA, C. L. E. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no município de Guarulhos, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 55, n. 4, p.753-767, 1995.

GASTON, K. J. **Rarity**. Chapman and Hall, London, UK. 1994.

GASTON, K. J.; BLACKBURN, T. M. Rarity and body size - some cautionary remarks. **Conservation Biology**. v.9: 210-213. 1995.

GIRÃO, E. M. C.; PEREIRA, I. C. A. Primeira contribuição para o mapeamento e a avaliação das áreas de mata nativas densas do sertão central do Estado de Pernambuco, através de fotointerpretação. **Boletim de Recursos Naturais**, v. 9, p.229-287, 1971.

GIRÃO, E. M. C.; PEREIRA, I. C. A. Nova contribuição para o mapeamento e a avaliação das áreas de mata nativas densas do sertão central do Estado de Pernambuco, através de fotointerpretação. **Boletim de Recursos Naturais**, v. 10, p.5-23, 1972.

GIULIETTI, A. M.; HARLEY, R. M.; QUEIROZ, L. P. BARBOSA, M. R. V.; NETA, A. L. B.; FIGUEIREDO, M. A. Espécies endêmicas da caatinga. In SAMPAIO, E. V. S. B.; GIULIETTI, A. M.; VIRGÍNIO, J.; GAMARRA-ROJAS, C. F. L. Vegetação e flora da caatinga. APNE, Recife, Brasil. . p.11-24. 2002.

GIVNISH, T. J. On the causes of gradients in tropical tree diversity. **Journal of Ecology**, v. 87, p. 193-210. 1999.

GLEASON, H. A. The individualistic concept of the plant association. **Bulletin Torrey Botanical Club**. v.53, p.7-26. 1926.

GLENN-LEWIN, D. C.; PEET, R. K.; VEBLER, T. T. **Plant succession: theory and prediction**. Chapman & Hall, London. 352p. 1992.

GÓMEZ-POMPA, A.; WIECHERS, B. L. Regeneración de los ecosistemas tropicales y subtropicales. In: GOMÉZ-POMPA, A. **Investigaciones sobre la regeneración de selvas altas en Veracruz, México**. México: Continental, p.11-30. 1976.

GOMES, M. A. F. **Padrões de caatinga nos Cariris Velhos, Paraíba**. 1979. 89p. Dissertação (Mestrado em Botânica) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, PE, 1979.

GOMES, A. P. S.; RODAL, M. J. N.; MELO, A. L. Florística e fitogeografia da vegetação arbustiva subcaducifolia da Chapada de São José, Buíque, PE, Brasil. **Acta Botânica Brasílica**, v.20, n.1, p.37-48, 2006.

GOMIDE, G. L. A. **Estrutura e dinâmica de crescimento de florestas tropicais primária e secundária no Estado do Pará**. 1997. 179 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal). Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 1997.

GOMIDE, C. A. M.; GOMIDE, J. A.; ALEXANDRINO E. Índices morfogênicos e de crescimento durante o estabelecimento e a rebrotação do capim-Mombaça (*Panicum maximum* Jacques). **Revista Brasileira de Zootecnia**, v.32, n.4, p.795-803, 2003.

GRAF-NETO, J. **Crescimento, recrutamento e mortalidade no período de 2001-2010 de uma floresta ombrófila mista aluvial, município de Araucária, Paraná**. 2011. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal). Universidade Federal do Paraná. 118p. 2011.

GRISEBACH, A. R. H. **La végétation du globe**. S.e., Paris. 1875.

GROMBONE, M. T., BERNACCI, L. C., MEIRA NETO, J. E. A. TAMASHIRO, J. Y., LEITÃO FILHO, H. F. Estrutura fitossociológica da floresta semidecídua de altitude do Parque Municipal da Grota Funda ( Atibaia . Estado de São Paulo). **Acta Botânica Brasileira**, v.4, n.2, p. 47-64, 1990.

GUEDES, R. S. **Caracterização fitossociológica da vegetação lenhosa e diversidade, abundância e variação sazonal de visitantes florais em um fragmento de caatinga no semiárido paraibano**. 2010. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais). Universidade Federal de Campina Grande. PB. 92p. 2010.

GUREVITCH J.; SCHEINER, S. M.; FOX, G. A. **Ecologia Vegetal**. 2ª ed. Porto Alegre: Artmed. 592p. 2009.

HAMILTON J. D. A. A logistic model of mortality in thinned and unthinned mixed conifer stands of Northern Idaho. **Forest Science**, Bethesda, v. 32, n. 4, p. 989-1000, 1986.

HARDESTY, L. H.; BOX, T. W.; MALECHEK, J. C. Season of cutting affects biomass production by coppicing browse species of the Brazilian Caatinga. **Journal of Range Management**, v.41, n.6, p.447-80, 1988.

HARMON, M. E.; FRANKLIN, J. F.; SWANSON, F. J.; SOLLINS, P.; GREGORY, S. V.; LATTIN, J. D.; ANDERSON, N. H.; CLINE, S. P.; AUMEN, N. G.; SEDELL, J. R.; LIENKAEMPER, G. W.; CROMACK, K.; CUMMINS, K. W. **Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems**. *Advances in Ecological Research*. v.15, p.133-302. 1986.

HARPER, J. L. **Population biology of plants**. Academic Press, London. 892p.1990.

HARTSHORN, C. Tree falls and tropical forest dynamics. In: TOMLINSON, Z. **Tropical trees as living systems**. London, Cambridge Univ. Press., p. 617-638. 1978.

HAYASHI, I.; M. NUMATA. Structure and succession of caatinga vegetation in the Brazilian Northeast. **Tokyo Geographical Papers**. v.20, p.24-44. 1976.

HOLDRIDGE, L. R. **Ecología basada en zonas de vida**. San José, Costa Rica: Editorial del Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA); 216p. 1987.

HORN, H. S. The ecology of secondary succession. **Annual Review Ecology and Systematics**. v.5, p.25-37.1974.

HOSOKAWA, R. T. Estrutura e manejo de floresta natural em regime de rendimento sustentado. In: **Curso de atualização em manejo florestal**. Associação Paranaense de Engenheiros Florestais. Curitiba, PR. p.56-75, 1988.

HUBBELL, S. P.; FOSTER, R. B. Short-term population dynamics of a neotropical forest: why ecological research matters to tropical conservation and management. **Oikos**. v.63: 48-61. 1992.

HUTCHINGS, M. J. The structure of plant populations. In: Crawley MJ, ed. **Plant ecology**, 2ª ed. Oxford: Blackwell Scientific Publications. p.97-136. 1997.

HUTCHINSON, G. E. Circular cause systems in ecology. **Annals of the New York Academy of Sciences**. v.50, p. 211-246. 1948.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Manual Técnico da Vegetação Brasileira. Rio de Janeiro: (Série Manuais Técnicos em Geociências, 1), 92p. 1992.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2004. **Mapa de Biomas do Brasil**. Rio de Janeiro: IBGE. Disponível em: <<http://mapas.ibge.gov.br/biomas2/viewer.htm>>. Acessado em 24/05/2012.

ISERNHAGEN, I. **A fitossociologia florestal no Paraná: listagem bibliográfica comentada**. 2001. Dissertação de Mestrado (Botânica). Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 175p. 2001.

JANKAUSKIS, J. **Avaliação de técnicas de manejo florestal**. Belém: SUDAM, 143p. 1990.

JARDIM, F. C. S. **Estrutura da floresta equatorial úmida da estação experimental de Silvicultura Tropical do INPA. Manaus-AM**. 1985. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal). INPA/UFAM. Universidade Federal do Amazonas. Manaus, AM. 195p. 1985.

JARDIM, F. C. S.; ARAÚJO, M. M.; OLIVEIRA, F. A. Estrutura e sucessão em florestas secundárias no Município de Benevides – Pará. **Boletim da Faculdade de Ciências Agrárias do Pará**, Belém, v.28, p.63-80, 1997.

JONES, R. H.; SHARITZ, R. R.; JAMES, S. M.; DIXON, P. M. Tree population dynamics in seven South Carolina mixed-species forests. **Bulletin of the Torrey Botanical Club**, Lancaster, v.121, p.360-368, 1994.

JOHNSON, E. A.; MIYANISHI, K. Testing the assumptions of chronosequences in succession. **Ecology Letters**, v.11, p. 419-431. 2008.

KALACSKA, M. E. R.; SANCHEZ-AZOFEIFA, G. A.; CALVO-ALVARADO, J. C.; RIVARD, B.; QUESADA, M. Effects of season and successional stage on Leaf Area

Index and spectral vegetation indices in three mesoamerican tropical dry forests. **Biotropica**, v. 37, p.486–496. 2005.

KAUFFMAN, J. B.; SANFORD JUNIOR, R.L.; CUMMINGS, D.L.; SALCEDO, I.H.; SAMPAIO, E.V.S.B. Biomass and nutrient dynamics associated with slash fires in neotropical dry forests. **Journal of Ecology**, Durham, v.74, n.1, p.140-151, 1993.

KAGEYAMA, P. Y.; BRITO, M. A.; BAPTISTON, I. C. Estudo do mecanismo de reprodução de espécies da mata natural. In: KAGEYAMA, P. Y. (Coord.). **Estudo para implantação de matas ciliares de proteção na bacia hidrográfica do Passa Cinco, Piracicaba, SP**. Piracicaba: DAEE/USP/FEALQ, 236p. 1986.

KAGEYAMA, P. Y.; REIS, A.; CARPANEZZI, A. A. Potencialidades e Restrições da Regeneração Artificial na Recuperação de Áreas Degradadas. In: BALENSIEFER, M. Simpósio Nacional Sobre Recuperação de Áreas Degradadas, Curitiba. **Anais...** Curitiba: UFPR/FUPEF. v.1, p.1-7. 1992.

KAGEYAMA, P. Y.; GANDARA, F. B. Recuperação de áreas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. F. **Matas Ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP, p.249-269. 2001.

KENNARD, D. K. Secondary forest succession in a tropical dry forest: patterns of development across a 50-year chronosequence in lowland Bolivia. **Journal of Tropical Ecology**. v.18, p.53–66. 2002.

KENT, M.; COKER, P. **Vegetation Description and Analysis - A practical approach**. John Wiley & Sons. Chichester. 363p. 1999.

KNAPP, A. K.; FAY, P. A.; BLAIR, J. M.; COLLINS, S. L.; SMITH, M. D.; CARLISLE, J. D.; HARPER, C. W.; DANNER, B. T.; LETT, M. S.; MECARRON, J. K. Rainfall variability, carbon cycling, and plant species diversity in mesic grassland. **Science**. 5601: 2202-2205. 2002.

KOHYAMA, T.; TAKADA, T. Recruitment rates in forest plots: Gf estimates using growth rates and size distributions. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 86, n. 4, p.633-639, 1998.

KORNING, J.; BALSLEV, H. Growth and mortality of trees in Amazonian tropical rain forest in Ecuador. **Journal of Vegetation Science**. v.4, p.77-86. 1994.

KISHIMOTO, T. **Desenvolvimento de técnicas de revegetação em áreas degradadas na região semiárida do Nordeste Brasileiro**. JICA - Agência de Cooperação Internacional do Japão. 2006.

KUHLMANN, E. Vegetação. In: **Geografia do Brasil**. Rio de Janeiro: IBGE, v.2, p.166-176. 1977.

KUNIYOSHI, Y. S. Reconhecimento de fases sucessionais de vegetação. In: Seminário sobre avaliação e relatório de impacto ambiental, 1989, Curitiba. **Anais...** Curitiba: FUPEF, p. 97-107. 1989.

KUPPER, A. Recuperação vegetal com espécies nativas. **Revista Silvicultura**, São Paulo, v.15, n.58, p.38-41, 1994.

LAURANCE, W. F.; FERREIRA, L. V.; RANKIN-DE-MERONA, J. M. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. **Ecology**, v.79, p. 2032-2040. 1998.

LACERDA, A. V.; NORDI, N.; BARBOSA, F. M.; WATANABE, E T. Levantamento florístico do componente arbustivo-arbóreo da vegetação ciliar do rio Taperoá, PB, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v.19. p.647-656. 2005.

LAURANCE, S. G.; STOUFFER, P. C.; LAURANCE, W. F. Effects of road clearings on movement patterns of understory rainforest birds in Central Amazonia. **Conservation Biology**, v. 18, n.4, p.1099-1109, 2004.

LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. **Ecologia e conservação da Caatinga**. Ed. Universitária, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Brasil. 822p. 2003.

LEAL, I. R. S.; TABARELLI, M.; LACHER JR., T. E. Mudando o curso da conservação da biodiversidade na Caatinga do Nordeste do Brasil. **Megadiversidade**, v.1, n.1, p.139-146, 2005.

LEITÃO FILHO, H. F. **Ecologia da mata atlântica em Cubatão**. São Paulo: UNESP/ UNICAMP, 184p. 1993.

LEMO, J. R. **Florística, estrutura e mapeamento da vegetação de caatinga da Estação Ecológica de Aiuaba, Ceará**. 2006. Tese (Doutorado em Ciências) - Universidade Estadual de São Paulo, São Paulo, 142p. 2006.

LEXERØD, N.; EID, T. Recruitment models for Norway spruce, Scots pine, birch and other broadleaves in young growth forests in Norway. **Silva Fennica**, Helsinki, v. 39, n. 3, p. 391-406, 2005.

LEWIS, S. L.; PHILLIPS, O. L.; SHEIL, D.; VINCETI, B.; BAKER, T. R.; BROWN, S.; GRAHAM, A. W.; HIGUCHI, N.; HILBERT, D. W.; LAURANCE, W. F.; LEJOLY, J.; MALHI, Y.; MONTEAGUDO, A.; VARGAS, P. N.; SONKÉ, B.; SUPARDI, N.; TERBORGH, J. W.; MARTÍNEZ, R. V. Tropical forest tree mortality, recruitment and turnover rates: calculation, interpretation and comparison when census intervals vary. **Journal of Ecology**. v.92, p.929-944. 2004.

LIEBERMAN, D.; LIEBERMAN, M.; PERALTA, R.; HARTSHORN, G. S. Mortality patterns and stand turnover rates in wet tropical forest in Costa Rica. **Journal of Ecology**. v.73, n. 3, p. 915-924. 1985.

LIEBERMAN, D.; LIEBERMAN, M. Forest tree growth and dynamics at La Selva, Costa Rica (1969-1982). **Journal of Tropical Ecology**. v.3, p.347-358. 1987.

LONGHI, S. J. **A Estrutura de uma floresta natural de Araucaria angustifolia (Bert.) O. Ktze, no sul do Brasil**. 1980. Dissertação (Mestrado em Engenharia

Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 198f. 1980.

LEMOS, J. R.; RODAL, M. J. N. Fitossociologia do componente lenhoso de um trecho de vegetação arbustiva espinhosa no Parque Nacional Serra da Capivara, Piauí, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**. v.16 (1), p.23-42. 2002.

LEMOS, J. R. **Florística, estrutura e mapeamento da vegetação de caatinga da Estação Ecológica de Aiuaba, Ceará**. 2006. Tese (Doutorado em Ciências). Universidade Estadual de São Paulo, São Paulo, 142p. 2006.

LIMA, J. L. S. **Plantas forrageiras das caatingas** - usos e potencialidades. Petrolina-PE: Embrapa-CPATSA/PNE/RBG-KEW. 44p. 1996.

LUGO, A. E.; GONZÁLEZ, I. A.; CINTRÓLL, B.; DUGGER, K. Structure, productivity, and transpiration of a subtropical dry forest in Puerto Rico. **Biotropica**. v.10:278-291. 1978.

LUETZELBURG, P. VON. **Estudo Botânico do Nordeste**. Inspeção Federal de Obras Contra as Secas, Ministério da Viação e Obras Públicas, Publicação 57, Série I, A, Rio de Janeiro. 1922-23.

LYRA, A. L. R. T. **Efeito do relevo na vegetação de duas áreas do município do Brejo da Madre de Deus (PE)**. 1982. Dissertação (Mestrado em Botânica) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 106p. 1982.

MACDICKEN, K. G.; WOLF, G. V.; BRISCOE, C. B. **Standard research methods for multipurpose trees and shrubs**. Arlington: Winrock International Institute for Agricultural Development/ICRAF, (Multipurpose Tree Species Network Series: Manual, 5). 92p. 1991.

MAGALHÃES, C. V. V. **Herbivoria em espécies arbóreas em diferentes estádios sucessionais de caatinga**. 2011. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal). Universidade Federal de Pernambuco, UFPE. 124p. 2011.

MAGURRAN, A. E. **Ecological diversity and its measurement**. Princeton University Press, New Jersey, USA, 192p. 1988.

MAGURRAN, A. E. **Diversidad ecológica y su medición**. Barcelona: Vedral, 200p. 1989.

MAGURRAN, A. E. **Measuring biological diversity**. Oxford, Blackwell. Science, 256p. 2004.

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

MARGALEF, R. **Perspectives in Ecological Theory**. Univ. of Chicago Press, Chicago. 111p. 1968.

MARANGON, L. C. **Florística e fitossociologia de área de floresta estacional semidecidual visando dinâmica de espécies florestais arbóreas no município de**

**Viçosa, MG.** 1999. Tese (Doutorado – Ecologia e Recursos Naturais). Universidade Federal de São Carlos, 139 f. 1999.

MARANGON, L. C.; SOARES, J. J.; FELICIANO, A. L. P.; BRANDÃO, C. F. L. S. Estrutura fitossociológica e classificação sucessional do componente arbóreo de um fragmento de floresta estacional semidecidual, no município de Viçosa, Minas Gerais. **CERNE** (UFLA), v. 13, p. 208-221, 2007.

MARANGON, G. P. **Estrutura e padrão espacial em vegetação da Caatinga.** 2011. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal Rural de Pernambuco. Recife - PE. 2011. 74p. 2011.

MARINOT, R. L. **Características de crescimento aplicadas à seleção da candeia (*Eremanthus erythropappus* (DC.) Macleisch).** 2011. Monografia (Graduação em Engenharia Florestal). Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. 32p. 2011.

MARÍN, G. C.; NYGARD, R.; RIVAS, B. G.; ODEN, P. C. Stand dynamics and basal area change in a tropical dry forest in Nicaragua. **Forest Ecology and Management**, v.208, p.63-75. 2005.

MARTINI, A. M. Z. **Estrutura e dinâmica populacional de três espécies arbóreas tropicais.** 1996. Dissertação (Mestrado em Ecologia). Universidade Estadual de Campinas, UNICAMP. 96p. 1996.

MARTINS, F. R. **Fitossociologia de florestas no Brasil: um histórico bibliográfico.** Pesquisas - série Botânica. v.40, p.103-164. 1989.

MARTINS, F. R. **Estrutura de uma Floresta Mesófila.** Editora da UNICAMP, Campinas. 246p. 1991.

MARTINS, S. V.; RODRIGUES, R. R. Produção de serapilheira em clareiras de uma floresta estacional semidecídua no Município de Campinas, SP. **Revista Brasileira de Botânica.** v.22, p.405-412. 1999.

MARTINS, F. R.; SANTOS, F. M. A. Técnicas usuais de estimativa da biodiversidade. **Revista Holos**, Rio claro, v.1, p. 236-267, 1999.

MARTINS, S. V.; SILVA, N. R. S.; SOUZA, A. L.; NETO, J. A. A. M. Distribuição de espécies arbóreas em um gradiente topográfico de Floresta Estacional Semidecidual em Viçosa, MG. **Scientia Florestalis**, v.64, p.172-181. 2003.

MARTINS, F. R. O papel da fitossociologia na conservação e na bioprospecção. In: Congresso Brasileiro de Botânica, 55, Viçosa, **Anais.** Viçosa: Sociedade Botânica do Brasil: Universidade Federal de Viçosa - UFV, CD-ROM. 2004.

MATTEUCI, S. D.; COLMA, A. **Metodologia para el estudio de la vegetación.** Washington: Secretaria General de la Organización de los Estados Americanos. 168p. 1982.

MEDINA E. V; CUEVAS, E. Propiedades fotosintéticas y eficiencia de uso de agua

de plantas leñosas del bosque decíduo de Guánica: Consideraciones generales y resultados preliminares. **Acta Científica**. v.4:1-3, p.25-36. 1990.

MENDES, B. V. O Semiárido brasileiro. In: Congresso Nacional Sobre Essências Nativas, 2, 1992. São Paulo. **Anais...** São Paulo, p.394-399. 1992.

MENDES JUNIOR, I. J. H. Distribuição espacial, diversidade florística e regeneração de uma área de caatinga após 20 anos de corte. In: IX Jornada de ensino, pesquisa e extensão, Recife. **Anais...** Recife: EDUFRPE, v.9. 2009.

MENEZES, B. S. **Dinâmica espaço-temporal em um fragmento de savana decídua espinhosa, semiárido do Brasil**. 2010. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) Universidade Federal do Ceará. Depto de Biologia. 67p. 2010.

MEYER, A. H.; RICKNAGEL, A. B.; STEVENSON, D. D.; BARTOO, R. A. **Forest management**. New York: The Ronald Press Company, 282p. 1961.

MILES, L.; NEWTON, A. C.; DEFRIES, R. S.; RAVILIOUS, C.; MAY, I. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. **Jornal of Biogeography**. v.33, p.491–505. 2006.

MIRANDA, H. S. Queimadas de Cerrado: caracterização e impactos. In: AGUIAR, L. M. S.; CAMARGO, A. J. A. **Cerrado: ecologia e caracterização**. Brasília: Embrapa Informação e Tecnologia. 2004.

MMA. Ministério do Meio Ambiente. **Áreas Prioritárias para Conservação, Uso Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira**. Portaria MMA n°9, de 23 de janeiro de 2007. Série Biodiversidade, v.31. Brasília: MMA. 2007.

MOSER, J. W. Dynamics of an uneven-aged forest stand. **Forest Science**, Bethesda, v.18, n.3, p.184-191, 1972.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. John Wiley & Sons, New York, NY. 1974.

MURPHY, P. G.; LUGO, A. E. **Ecology of tropical dry forest**. Annual Review of Ecology and Systematics. v.17, p.67-88. 1986.

NAKAGAWA, M.; TANAKA, K.; NAKASHIZUKA, T.; OHKUBO, T.; KATO, T.; MAEDA, T.; SATOS, K.; MIGUCHI, H.; NAGAMASU, H.; OGINO, K.; TEO, S.; HAMID, A. A.; SENG, L. H. Impact of severe drought associated with the 1997-1998 El Niño in a tropical forest in Sarawak. **Journal of Tropical Ecology**. v.16, p.355-367. 2000.

NASCIMENTO, C. E. S. C. **Estudo florístico e fitossociológico de um remanescente de caatinga a margem do Rio São Francisco, Petrolina, Pernambuco**. 1998. Dissertação (Mestrado em Botânica) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife. 84f. 1998.

NASCIMENTO, A. R. T.; LONGHI, S. J.; BRENA, D. A. Estrutura e padrões de

distribuição espacial de espécies arbóreas em uma amostra de Floresta Ombrófila Mista em Nova Prata, RS. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v.11, n.1, p.105 - 119. 2001.

NASCIMENTO, C.E.S.; RODAL, M.J.N.; CAVALCANTI, A.C. Phytosociology of the remaining xerophytic woodland associated to an environmental gradient at the banks of the São Francisco River - Petrolina, Pernambuco, Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, v.26, p.271-287, 2003.

NASI, R. Analysis of the spatial structure of a rattan population in a mixed dipterocarp forest of Sabah (Malaysia). **Acta Oecologica**, v.34, n.1, p.73-85, 1993.

NAPPO, M. E.; GOMES, L. J.; CHAVES, M. M. F. Reflorestamentos mistos com essências nativas para recomposição de matas ciliares. **Boletim Agropecuário da Universidade Federal de Lavras**. v.30. p.1-31. 1999.

NIMER, E. **Climatologia do Brasil**. 2ª ed. Rio de Janeiro: IBGE, 421p.1989.

NUNES, Y. R. F. Variações da fisionomia, diversidade e composição de guildas da comunidade arbórea em um fragmento de Floresta Semidecidual em Lavras, MG. **Acta Botanica Brasilica**, v.17, n.2, p.213-229, 2003.

NOGUEIRA, R. J. M. C. N. **Expressões fisiológicas em aceroleiras (*Malpighia emarginata* D.C.) em condições adversas**. 1997. 207f. Tese (Doutorado em Ciências – Ecologia e Recursos Naturais) – Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. 1997.

ODUM, E. P. The strategy of ecosystem development. **Science**. v.164, p.262-270. 1969.

ODUM, E. P. **Ecologia**. Ed. Guanabara, Rio de Janeiro. 434p. 1988.

ODUM, P. E.; BARRET, G. W. **Fundamentos de Ecologia**. 5ª ed. São Paulo: Thomson, 612p. 2007.

OLIVEIRA, J. G. B.; QUESADO, H. L. S.; NUNES, E. P. **Vegetação da estação ecológica de Aiuaba, Ceará**. Mossoró: Escola Superior de Agricultura de Mossoró, Coleção Mossoroense, v.357. 27p. 1988.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; CURI, N; VILELA, E. A.; CARVALHO, D. A. Tree species distribution along soil catenas in a riverside semideciduous forest in the southeastern Brazil. **Flora**, v.192, p.47-64. 1997.

OLIVEIRA, P. T. B.; TROVAO, D. M. B. M.; CARVALHO, E. C. D.; SOUZA, B. C.; FERREIRA, L. M. R. Florística e fitossociologia de quatro remanescentes vegetacionais em áreas de serra no cariri paraibano. **Revista Caatinga**, Mossoró, v.22, n.4, p.169-178. 2009.

OLIVEIRA, M. C.; SILVA JÚNIOR, M. C. Evolução histórica das teorias de sucessão vegetal e seus processos. **Revista CEPPG-CESUC**. Centro de Ensino Superior de Catalão. n.24, p.104-118. 2011.

OPLER, P. A.; FRANKIE, G. W.; BAKER, H. G. Comparative phenological studies of

shrubs and tree lets in wet and dry forests in the low lands of Costa Rica; **Journal of Ecology**. v.68, p.167-186. 1980.

PAGANO, S. N.; LEITÃO FILHO, H. F. Composição florística do estrato arbóreo de mata mesófila semidecídua no município de Rio Claro (Estado de São Paulo). **Revista Brasileira de Botânica**. v.10. p.37-47. 1987.

PASCARELLA, J.; AIDE, T.; SERRANO, M.; ZIMMERMAN, J. Land-use history and forest regeneration in the Cayey Mountains, Puerto Rico. **Ecosystems**. v.3, p.217–228. 2000.

PAYANDEH, B. Comparison of method for assessing spatial distribution of trees. **Forest Science**, v.16, p.312-317. 1970.

PAZ, J. H. A. **Distribuição de três espécies arbóreas da Caatinga provenientes da regeneração natural**. 2010. Monografia (Graduação - Engenharia Florestal) - UFCG, CSTR. 32f. 2010.

PEET, R. K.; CHRISTENSEN, N. L. Competition and tree death. **Bioscience**, v. 37, n.8, p.586-595. 1987.

PENNINGTON, R. T.; LEWIS, G.P.; RATTER, J.A. **Neotropical savannas and seasonally dry forests: Plant diversity, biogeography and conservation**. CRC Taylor & Francis Group, London. 129p. 2006.

PEREIRA, R. M. A.; ARAÚJO FILHO, R. V.; LIMA, F. D. G.; PAULINO, A. O.; LIMA, N.; ARAÚJO, Z. B. Estudos fenológicos de algumas espécies lenhosas e herbáceas da caatinga. **Ciência Agrônômica**, v.20, p.11-20. 1989.

PEREIRA, I. M. **Levantamento Florístico do estrato Arbustivo-arbóreo e análise da estrutura fitossociológica de ecossistema de Caatinga sob diferentes níveis de antropismo**. Areia. PB. 2000. 70f. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal). Universidade Federal da Paraíba, Areia. 2000.

PEREIRA, I. M.; ANDRADE, L. A.; COSTA, J. R. M. DIAS, J. M. Análise da regeneração natural em um remanescente de caatinga sob diferentes níveis de perturbação, no agreste paraibano. **Acta Botânica Brasilica**, Porto Alegre, v. 15, n.3, p.413-426, 2001.

PEREIRA, I. M.; ANDRADE, L. A.; BARBOSA, M. R. V.; SAMPAIO, E. V. S. B. Composição florística e análise fitossociológica do componente arbustivo-arbóreo de um remanescente florestal no agreste paraibano. **Acta Botanica Brasilica**, Porto Alegre, v.16, p.357-369. 2002.

PEREIRA, I. M.; ANDRADE, L. A.; SAMPAIO, E. V. S. B.; BARBOSA, M. R. V. Use-history effects on structure and flora of Caatinga. **Biotropica**, v. 35, p. 154-165, 2003.

PIANA, B. M.; ALTHOFF, T. D.; SAMPAIO, E. V. S. B.; MENEZES, R. S. C.; ARAÚJO, L. B.; OLIVEIRA, R. A.; ARAÚJO, J. M.; SILVA, W. P. Fitossociologia de caatinga madura em Santa Terezinha, PB. **X Jornada de ensino, pesquisa e extensão -**

**JEPEX**. UFRPE, 2010.

PICKETT, S. T. A. Succession: an evolutionary interpretation. **American Naturalist**. v.110, p.107-119. 1976.

PILLAR, V. D. **Dinâmica temporal da vegetação**. UFRGS. Departamento de Botânica. 1994. Acessado em 16/05/2013. Disponível em <http://ecoqua.ecologia.ufrgs.br>.

PINTO, J. R. R. **Dinâmica da comunidade arbóreo-arbustiva em uma floresta de vale no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, Mato-Grosso**. 2002. Tese (Doutorado em Ecologia). Universidade de Brasília. Brasília. 187p. 2002.

PORTÉ, A.; BARTELINK, H. H. Modelling mixed forest growth: a review of models for forest management. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 150, p. 141-188, 2002.

PRADO, D. E.; GIBBS, P. E. Patterns of species distributions in the dry seasonal forest South America. **Annals of the Missouri Botanic Garden**. v.80, p.902-927. 1993.

PRADO, D. E. **Seasonally dry forests of tropical South America**: from forgotten ecosystems to a new phytogeographic unit. *Edinburgh Journal of Botany*, v.57, p.437-461. 2000.

PRADO, D. E. As caatingas da América do Sul. In: LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. **Ecologia e conservação da Caatinga**. Recife: Editora Universitária da UFPE. p.3-74, 2003.

PULZ, F. A.; SCOLFORO, J. R.; OLIVEIRA, A. D.; MELLO, J. M.; OLIVEIRA FILHO, A. T. Acuracidade da predição da distribuição diamétrica de uma floresta inequiana com a matriz de transição. **Revista CERNE**, Lavras, v.5, n.1, p. 01-14, 1999.

PUTZ, F. E. Treefall pits and mounts, buried seeds, and the importance of soil disturbance to pioneer trees on Barro Colorado Island, Panama. **Ecology**. v.64, p.1069-1074. 1983.

QUEIROZ, J. A.; TROVÃO, D. M. B. M.; OLIVEIRA, A. B.; OLIVEIRA, E. C. S. Análise da estrutura fitossociológica da Serra do Monte, Boqueirão, Paraíba. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, v.6, n.1, p.251-259, 2006.

QUESADA M.; SANCHEZ-AZOFEIFA, G. A.; ALVAREZ-AÑORVE, M.; STONER, K.; AVILA-CABADILLA, L.; CALVO-ALVARADO, J.; CASTILLO, A. Succession and management of tropical dry forests in the Americas: Review and new perspectives. **Forest Ecology and Management**. v. 258, p.1014–1024. 2009.

REZENDE, A. V. **Diversidade, estrutura, dinâmica e prognose do crescimento de um cerrado Sensus stricto submetido a diferentes distúrbios por desmatamento**. 2002. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) . Universidade Federal do Paraná, UFPR, Curitiba. 268p. 2002.

RICKLEFS, R. E. **Economia da Natureza**. 5ª ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 542p. 2003.

RIZZINI, C. T. Nota prévia sobre a divisão fitogeográfica do Brasil. **Revista Brasileira de Geografia**. v.25, p.3-64. 1963.

RODAL, M. J. N. **Fitoecologia de uma área do médio vale do Moxotó, Pernambuco**. 1983, Dissertação (Mestrado em Botânica) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 132p. 1983.

RODAL, M. J. N.; SAMPAIO, E. V. S.; FIGUEIREDO, M. A. **Manual sobre métodos de estudo florístico e fitossociológico - ecossistema Caatinga**. Brasília: Sociedade Botânica do Brasil, 24p. 1992.

RODAL, M. J. N. **Fitossociologia da vegetação arbustivo-arbórea em quatro áreas de caatinga em Pernambuco**. 1992. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal). Universidade Estadual de Campinas-SP. 198p. 1992.

RODAL, M. J. N.; ANDRADE, K. V. S. A.; SALES, M. F. Fitossociologia do componente lenhoso de um refúgio vegetacional no município de Buíque, Pernambuco. **Revista Brasileira de Biologia**, v.58, p.517-526.1998.

RODAL, M. J. N.; NASCIMENTO, L. M. Levantamento florístico da floresta serrana da Reserva Biológica de Serra Negra, microrregião de Itaparica, Pernambuco, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v.16, p.481-500. 2002.

RODAL, M. J. N.; SAMPAIO, E. V. S. B. A vegetação do bioma caatinga. In: SAMPAIO, E. V. S. B.; GIULIETTI, A. M.; VIRGÍNIO, J.; GAMARRA-ROJAS, C. **Vegetação e flora da caatinga**. Associação plantas do nordeste - APNE & Centro Nordeste de Informação Sobre Plantas – CNIP, Recife. p.11-24. 2002.

RODAL, M. J. N.; LINS-SILVA, A. C. B.; PESSOA, L. M. Vegetação e flora fanerogâmica da área de Betânia, Pernambuco. In: ARAÚJO, F. S.; RODAL, M. J. N.; BARBOSA, M. R. V. **Análise das variações da biodiversidade do bioma Caatinga: suporte a estratégias regionais de conservação**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, p.141-168. 2005.

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

RODRIGUES, R. R.; MORELLATO, L. P. C.; JOLLY, C. A.; LEITÃO FILHO, H. F. Estudo florístico e fitossociológico em um gradiente altitudinal de mata estacional mesófila semidecídua, na serra do Japi, Jundiá, SP. **Revista Brasileira de Botânica**. v.12, p.71-84, 1989.

RODRIGUES, R. R., GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. **Matas ciliares: conservação e recuperação**. EDUSP, São Paulo. p.235-247. 2000.

RODRIGUES, R. R., TORRES, R. B., MATTHES, L. A. F.; PENHA, A. S. Tree species sprouting from root buds in a semideciduous forest affected by fires. **Brazilian Archives of Biology and Technology**. v.47(1), p.127-133. 2004.

RODRÍGUEZ, J. P.; BEARD, J. R.; BENNETT, E. M.; CUMMING, G. S.; CORK, S.;

AGARD, J.; DOBSON, A. P.; PETERSON, G. D. Trade-offs across space, time, and ecosystem services. **Ecology and Society**. v.11(1), p.28. 2006

ROLIN, S. G.; COUTO, H. T. Z.; JESUS, R. M. Tree mortality and recruitment in the Atlantic Forest at Linhares (ES). **Scientia Forestalis**, v.55, p.49-69, 1999.

ROSSI, L. M. B.; KOEHLER, H. S.; ARCE, J. E.; SANQUETTA, C. R. Modelagem de recrutamento em florestas. **Revista Floresta**, Curitiba, v.37, n.3, p.4-10. 2006.

ROSSI, L. M. B.; KOEHLER, H. S.; SANQUETTA, C. R.; ARCE, J. E. Modelagem da mortalidade em florestas naturais. **Revista Floresta**, v.37, p.275-291, 2007.

SÁ, I. B.; CORREA, R. C.; SOUZA, R. A.; RICHÉ, G. R.; FOTIUS, G. A. **Bioma caatinga: Fatores abióticos**. Seminário sobre Avaliação e Identificação de Ações Prioritárias para a Conservação, Utilização Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade do Bioma Caatinga. Petrolina: CPATSA/ EMBRAPA, 32p. 2000.

SÁ, I. B.; SILVA, P. C. G. **Semiárido brasileiro: pesquisa, desenvolvimento e inovação**. Petrolina, Embrapa Semiárido, 402p. 2010.

SAMPAIO, E. V. S. B.; SALCEDO, I.H.; KAUFFMAN, J. B. Effect of different fire severities on coppicing of caatinga vegetation in Serra Talhada, PE, Brazil, **Biotropica**, Lawrence, v.25, n.4, p.452-460, 1993.

SAMPAIO, E.V.S.B. Overview of the Brazilian Caatinga. In: BULLOCK, S.H.; MOONEY, H.A.; MEDINA, E. **Seasonally dry tropical forests**. Cambridge, Cambridge University Press. p.35-58. 1995.

SAMPAIO, E. V. S. B.; MAYO, S. J.; BARBOSA, M. R. V. **Pesquisa botânica nordestina: progressos e perspectivas**. Recife: Sociedade Botânica do Brasil/Seção Regional de Pernambuco, p.203-230. 1996.

SAMPAIO, E. V. S. B. ARAÚJO, E. L.; SALCEDO, I. H.; TIESSEN, H. Regeneração da vegetação de Caatinga após corte e queima, em Serra Talhada, PE. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. v.33, n.5, p.621-632. 1998.

SAMPAIO, E. V. S. B.; GIULIETTI, A. M.; VIRGÍNIO, J.; GAMARRA-ROJAS, C. F. L. **Vegetação e Flora da Caatinga**. Recife, APNE/CNIP, 176p. 2002.

SAMPAIO, E. V. S. b.; GAMARRA-ROJAS, C. F. L. A vegetação lenhosa das ecorregiões da Caatinga. p.85-90. In: JARDIN, E. A. G.; BASTOS, M. N. C.; SANTOS, J. U. M. **Desafios da Botânica brasileira no novo milênio: inventário, sistematização e conservação da diversidade vegetal**. Belém, Sociedade Brasileira de Botânica. 2003.

SAMPAIO, E. V. S. B.; SILVA, G. C. Biomass equations for Brazilian semiarid caatinga plants. **Acta Botanica Brasilica**, v.19, p.937- 945, 2005.

SANQUETTA, C. R. **Fundamentos biométricos dos modelos de simulação florestal**. Curitiba: FUPEF. (Série Didática, n. 8). 49p. 1996.

SANQUETTA, C. R.; WATZLAWICK, L. F.; SCHUMACHER, M. V.; MELLO, A. A.

Relações individuais de biomassa e conteúdo de carbono em plantações de *Araucaria angustifolia* e *Pinus taeda* no sul do estado do Paraná, Brasil. **Revista Acadêmica Ciências Agrárias e Ambientais**, v.1, p.33-40, 2003.

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

SANTANA, O. A. **Influência de depósito de lixo na fitossociologia das espécies arbóreas de cerrado**. 2007. Tese (Doutorado em Ciências Florestais). Universidade de Brasília. Departamento de Engenharia Florestal. 113p. 2007.

SANTANA, J. A. S. Padrão de distribuição e estrutura diamétrica de *Croton sonderianus* Muell. Arg. (Marmeleiro) na caatinga da Estação Ecológica do Seridó. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, Mossoró, v.4, n.3, p.5-90, 2009.

SANTANA, J. A. S.; VIEIRA, F. A.; PACHECO, M. V.; OLIVEIRA, P. R. S. Padrão de distribuição e estrutura diamétrica de *Caesalpinia pyramidalis* Tul. (Catingueira) na Caatinga do Seridó. **Revista de biologia e ciências da terra**. v.1, n.1, p.6-9. 2011.

SANTOS, M. F. A. V. **Características de solo e vegetação em sete áreas de Parnamirim, Pernambuco**. 1987. Dissertação (Mestrado em Botânica). Universidade Federal Rural de Pernambuco. UFRPE, Recife, 230p. 1987.

SANTOS, R. F.; CARLESSO, R. Déficit Hídrico e os Processos Morfológicos e Fisiológicos das Plantas. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 2, n. 3, p. 287-294. 1998.

SANTOS, J. R.; NARVAES, I. S.; GRAÇA, P. M. L. A.; GONÇALVES, F. G. **Polarimetric responses and scattering mechanisms of tropical forests in the Brazilian Amazon**. In: Gary Jedlovec (NASA/MSFC-USA). Vukovar, Croatia: INTECH. Advances on Geoscience and Remote Sensing. 1<sup>a</sup>. ed. v.8, p.183-206. 2009.

SANTOS, J. M. F. **Diversidade e abundância interanual no componente herbáceo da caatinga: paralelos entre uma área preservada em uma área antropizada em regeneração natural**. 2010. Dissertação (Mestrado em Botânica). Departamento de Botânica. Universidade Federal Rural de Pernambuco. 77f. 2010.

SARUKHAN, J.; HARPER, J. L. Studies on plant demography: *Ranunculus repens* L., *R.bulbosus* L. and *R.acris* L. I. Population flux and survivorship. **Journal of Ecology**, v.61, p. 675-716. 1973.

SCHIAVINI, I.; RESENDE, J. C. F.; AQUINO, F. G. C. Dinâmica de populações de espécies arbóreas em Mata de galeria e Mata mesófila semidecídua na margem do Ribeirão do Panga, MG. In: RIBEIRO, J. P.; FONSECA, C. E. L.; SOUZASILVA, J. C. **Cerrado – Caracterização e Recuperação de Matas de Galeria**. Planaltina - DF: EMBRAPA. cap.7, p.267-299. 2001.

SCHILLING, A.C.; BATISTA, J. L. F. Curva de acumulação de espécies e suficiência amostral em florestas tropicais. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 31, n. 1, p. 179-187, 2008.

SCHNELL, R. Problèmes phytogéographiques, écologiques et économiques de la caatinga brésilienne. **Journal D'Agriculture Tropicale et de Botanique Appliquée**. v.13, p.59-90. 1966.

SCOLFORO, J. R. S. **Modelagem do crescimento e da produção de florestas plantadas e nativas: medição e volumetria de árvores**. Lavras UFLA/FAEP, 441p. 1998.

SELHORST, D. **Distribuição etária e incremento diamétrico arbóreo no Sudoeste da Amazônia: subsídios para o manejo florestal**. 2005. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Manejo dos Recursos Naturais). Universidade Federal do Acre, Rio Branco. 65f. 2005.

SILVA, G. C. **Flora e vegetação das depressões inundáveis da região de Ouricuri - PE**. 1983. Dissertação (Mestrado em Botânica) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 387p. 1983.

SILVA, I. H. **Correlações entre a vegetação e tipos distintos de solos do baixo de Irecê, Bahia**. 1991. Dissertação (Mestrado em Botânica) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 104p. 1991.

SILVA, J. A. **Fitossociologia e relações alométricas em caatinga nos Estados da Paraíba e Rio Grande do Norte**. 2005. Tese (Doutorado em Ciência Florestal), Área de Concentração em Manejo Florestal, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 81f. 2005.

SILVA, W. C. **Estudo da regeneração natural de espécies arbóreas em quatro fragmentos de Floresta Ombrófila Densa no município de Catende, zona da mata sul de Pernambuco**. 2006. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, PE. 71f. 2006.

SILVA, M. C. N. A.; RODAL, M. J. N. Padrões das síndromes de dispersão de plantas em áreas com diferentes graus de pluviosidade, PE, Brasil. **Acta botanica brasílica**. v. 23, n.4, p.1040 - 1047, 2009.

SILVA, C. M; SILVA, C. I; QUEIROZ, R. T; FONSECA, V. L. I. **Guia de plantas visitadas por abelhas na caatinga**. Editora Fundação Brasil Cidadão. 1ª ed. Fortaleza. CE. 191p. 2012.

SILVA JÚNIOR, M. C. Fitossociologia e estrutura diamétrica da mata de galeria do Taquara, na reserva ecológica do IBGE, DF. **Revista Árvore**, v.28, p.419-428. 2004.

SILVERTOWN J. W.; LOVETT-DOUST, J. **Introduction to plant population biology**. 3ª ed. Oxford: Blackwell Scientific Publications. 1993.

SLIK, J. W. F. El Niño droughts and their effects on tree species composition and diversity in tropical rain forests. **Oecologia**, v.141, p.114-120. 2004.

SOBRINHO, J. S. Contribuição à determinação do potencial madeireiro do Vale do Jaguaribe, estado do Ceará. **Boletim de Recursos Naturais**, Recife, v.17(2), p.91-120. 1974.

SOUTO, P. C. **Acumulação e decomposição de serapilheira e distribuição de organismos edáficos em área de Caatinga na Paraíba, Brasil.** 2006. Tese (Doutorado em Agronomia) – Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal da Paraíba, Areia – PB. 150p. 2006.

SOUZA, G. V. Estrutura da vegetação da caatinga hipoxerófila do estado de Sergipe. 1983. Dissertação (Mestrado em Botânica) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 95p. 1983.

SOUZA, B. C. **Diversidade, biomassa aérea e estimativa do estoque de carbono em plantas da caatinga em um remanescente serrano no trópico semiárido.** 2009. Dissertação (Mestrado em Ciências e Tecnologia Ambiental). Universidade Estadual da Paraíba. 53p. 2009.

SOUZA, L. Q. **Fitossociologia em áreas com diferentes históricos de uso e fixação biológica de nitrogênio em caatinga madura na Paraíba.** 2010. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Energéticas e Nucleares). Centro de Tecnologia e Geociências. Universidade Federal de Pernambuco. Recife. 53f. 2010.

SUDEMA: Superintendência de Administração do Meio Ambiente. **Atualização do diagnóstico florestal do Estado da Paraíba.** João Pessoa: SUDEMA, 268p. 2004.

SUDENE. Superintendência para o Desenvolvimento do Nordeste. **Projeto para o desenvolvimento integrado da Bacia hidrogeológica do Jatobá: levantamento dos recursos da vegetação.** Recife: SUDENE, 46p. 1979.

SWAINE, M. D.; HALL, J. B. Early succession on cleared forest land in Ghana. **Journal of Ecology**, v.71, n.2, p.601-627, 1983.

SWAINE, M. D.; LIEBERMAN, D.; PUTZ, F. E. The dynamics of tree populations in tropical forest: a review. **Journal of Tropical Ecology**. v.3, p. 359-366. 1987.

SWAINE, M. I. X.; WHITMORE T. C. On definition of ecological species groups in tropical rain forests. **Vegetation**, v.75, p.81-86, 1988.

TAKHTAJAN, A. **Floristic Regions of the World.** University of California Press, Berkeley. 1986.

TANSLEY, A. G. The use and abuse of vegetational concepts and terms. **Ecology**. v.16, p.284-307. 1935.

TAVARES, S.; PAIVA, F. A. V.; TAVARES, E. J. S.; LIMA, J. L. S.; CARVALHO, G. H. Inventário florestal de Pernambuco. Estudo preliminar das matas remanescentes do município de São José do Belmonte. **Boletim de Recursos Naturais**. v.7(1/4), p.113-139. 1969.

TAVARES, S.; PAIVA, F. A. V.; TAVARES, E. J. S.; CARVALHO, G. H.; LIMA, J. L. S. Inventário florestal de Pernambuco. Estudo preliminar das matas remanescentes do município de Ouricuri, Bodocó, Santa Maria da Boa Vista e Petrolina. **Boletim de Recursos Naturais**. v.8(1/2), p.149-194. 1970.

TAVARES, S.; PAIVA, F. A. V.; TAVARES, E. J. S.; LIMA, J. L. S. Inventário florestal do Ceará II. Estudo preliminar das matas remanescentes do município de Tauá. **Boletim de Recursos Naturais**. v.12(2), p.5-19. 1974.

TONINI, H.; ARCO-VERDE, M. F.; SÁ, S. P. P. Dendrometria de espécies nativas em plantios homogêneos no estado de Roraima - andiroba (*Carapa guianensis* Aubl), castanha-do-Brasil (*Bertholletia excelsa* Bonpl.), ipê-roxo (*Tabebuia avellaneda* Lorentz ex Griseb) e jatobá (*Hymenaea courbaril* L.) **Acta Amazonica**, v.35, n.3, p.353-362. 2005.

VACCARO, S. **Caracterização fitossociológica de três fases sucessionais de uma Floresta Estacional Decidual, no município de Santa Tereza - RS**. 1997. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 92f. 1997.

VALENTIN, J. L. **Ecologia Numérica: uma introdução à análise multivariada de dados ecológicos**. Rio de Janeiro: Interciência. 2000. 117p.

VANCLAY, J. K. Data requirements for developing growth models for tropical moist forests. **Commonwealth Forestry Review**. v.70(4), p.24-27. 1991.

VANCLAY, J. **Modelling forest growth and yield: applications to mixed tropical forests**. 1ªed. Oxford: OAB International, 336p. 1994.

VAN BREUGEL, M; BONGERS, F.; MARTINEZ-RAMOS, M. Species dynamics during early secondary forest succession: recruitment, mortality and species turnover. **Biotropica**, v. 39, p. 610–619. 2007.

VELOSO, H. P. **Os grandes climaxes do Brasil**. Considerações gerais sobre a vegetação da região Nordeste. Memórias do Instituto Oswaldo Cruz. v.62, p.203-223. 1964.

VELOSO, H.P.; RANGEL-FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE, 123p. 1991.

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

WERNECK, M. S.; PEDRALLI, G.; KOENIG, R.; GIESEKE, L. F. Florística e estrutura de três trechos de uma floresta semidecídua na Estação Ecológica do Tripuí, Ouro Preto, MG. **Revista Brasileira de Botânica**. v.23. p.97-106. 2000.

WERNECK, M.; FRANCESCHINELLI, E. V. Dynamics of a dry forest fragment after the exclusion of human disturbance in southeastern Brazil. **Plant Ecology**, v.174, p.337-346. 2004.

WHITTAKER, R. H. Classification of natural communities. **The Botanical Review**, v.28, n.1, p.1-239. 1962.

WHITTAKER, R. H. **Communities and ecosystems**. New York: MacMillan

Publishing, 385p. 1975.

WHITTAKER, J. Model interpretation from the additive elements of the likelihood function. **Applied Statistics**. v.33, p.52-64. 1984.

WHITMORE, T. C. **Tropical Rain Forest of the Far East**. 2<sup>a</sup> ed. Oxford, Oxford University Press, 352p. 1984.

WHITMORE, T. C. Canopy gaps and the two major groups of forest tree. **Ecology**, v.70, n.3, p.536-538, 1989.

WHITMORE, T. C. **An introduction to tropical rain forests**. Blackwell, London. 1990.

WILSEY, B. J.; CHALCRAFT, D. R.; BOWLES, C. M.; WILLIG, M. R. Relationships among indices suggests that species richness is an incomplete indicator of grassland biodiversity. **Ecology**. v.86. p.1178-1184. 2005.

WORBES, M.; STASCHEL, R.; ROLOFF, A.; JUNK, W. J. Tree ring analysis reveals age structure, dynamics and wood production of a natural forest stand in Cameroon. **Forest Ecology and Management**. v.173, p.105-123. 2003.

XAVIER, K. R. F. **Análise florística e fitossociológica em dois fragmentos de floresta serrana no município de Dona Inês, Paraíba**. 2009. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Federal da Paraíba, Areia. 76p. 2009.

YANG, Y.; TITUS, S. J.; HUANG, S. Modelling individual tree mortality for white spruce in Alberta. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 163, n. 3, p. 209-222. 2003.

ZANETTI, R. **Análise fitossociológica e alternativas de manejo sustentável da mata da agronomia, Viçosa, Minas Gerais**. Viçosa: UFV, 1994. 92 p. Trabalho integrante do conteúdo programático da disciplina Manejo Sustentado de Florestas Naturais. 1994.

ZIMMERMAN, R. C.; KOHRS, D. G.; STELLER, D. L.; ALBERTE, R. Sucrose partitioning in *Zostera marina* L. In: Relation to photosynthesis and the daily light-dark cycle. **Plant Physiology** (Rockville, MD). v.108, p.1665-1671. 1995.